

ÉVALUATION DES IMPACTS DES REJETS MINIERES DE
L'ANCIENNE MINE D'EUSTIS SUR L'ENVIRONNEMENT

par

Judith Vien

essai présenté à la Faculté des sciences en vue
de l'obtention du grade de maître en environnement (M.Env.)

FACULTÉ DES SCIENCES
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, août 1996

IDENTIFICATION SIGNALÉTIQUE

ÉVALUATION DES IMPACTS DES REJETS MINIERES DE L'ANCIENNE MINE D'EUSTIS SUR L'ENVIRONNEMENT.

Judith VIEN

Essai effectué en vue de l'obtention du grade de Maître en
Environnement (M. Env.).

Université de Sherbrooke
avril 1996

Mots clés : acidité, DMA, drainage minier acide, environnement, Eustis, métaux,
qualité de l'eau, résidus miniers, restauration.

Les rejets de l'industrie minière peuvent causer d'importants problèmes à l'environnement et particulièrement le drainage minier acide (DMA) par son acidité et son contenu en métaux. Les principaux impacts se font sentir au niveau de la qualité de l'eau, mais les sols, les sédiments, l'air, la biocénose et l'humain peuvent également être affectés. L'ancien site minier d'Eustis en Estrie, qui fut en opération de 1865 à 1939, contamine le milieu environnant. Des pH très bas et de fortes concentrations en métaux furent retrouvés dans l'eau, les sédiments et les sols. La faune et la flore sont prospères en amont du site, mais semblent éviter systématiquement les lieux contaminés. De plus, cette pollution a une influence sur la population humaine vivant à proximité ou fréquentant les environs. Les travaux de Ferti-val visent la démonstration d'une technologie capable de réduire les effets du DMA sur le milieu. La restauration adéquate du site minier d'Eustis est recommandée.

SOMMAIRE

Les rejets de l'industrie minière sont la source d'importants problèmes environnementaux et le drainage minier acide (DMA) est sans contredit l'un des plus généralisés dans le secteur des minéraux métalliques. En fait, que ce soit lors de l'exploitation ou de nombreuses années après l'arrêt des opérations minières, si aucune mesure d'atténuation n'est prise, les eaux acides et chargées de métaux se répandent dans l'environnement, contaminant ainsi le milieu et les organismes qui y vivent.

Au Canada, les lois régissant le secteur de la protection de l'environnement relèvent de deux niveaux : le fédéral et le provincial. Ces paliers de gouvernement édictent des lois, des règlements et des directives concernant la pollution engendrée par le secteur minier. La Directive 019, établie par le ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) en 1989, ainsi que la Loi (provinciale) 130 sur la restauration des sites miniers semblent être les outils les plus appropriés pour éviter la contamination du milieu par l'industrie minière lors de l'exploitation. Par contre, la législation est beaucoup moins claire au sujet des sites fermés depuis de nombreuses années.

Le DMA est la résultante de l'oxydation des minéraux sulfurés (principalement la pyrite) contenus dans la roche exposée à l'air et à l'eau. C'est une série de réactions qui produisent l'acide sulfurique. Ce dernier solubilise les métaux présents dans la roche. Les minéraux sulfurés sont présents naturellement, mais les activités minières, en les concentrant dans les rejets, amplifient la production du DMA. La présence d'eau et d'air est essentielle à l'oxydation et, de plus, certaines bactéries, dont la croissance optimale se situe à des pH acides (comme ceux que l'on retrouve dans le DMA) peuvent catalyser ce processus.

Le DMA contamine le milieu par son acidité et ses fortes concentrations en métaux. Ces derniers sont à la source de la toxicité du DMA. Principalement, il s'agit de l'arsenic, du cadmium, du chrome, du cuivre, du mercure, du nickel, du plomb et du zinc. Les cyanures et les matières en suspension sont également à considérer. Plusieurs de ces contaminants sont difficilement éliminables par les organismes vivants, et ce, parce qu'ils ne sont pas essentiels à la vie. Ils peuvent ainsi entrer dans les processus de bioaccumulation, de bioconcentration ou de biomplification.

Tous les milieux environnant un site minier ainsi que les organismes qui y vivent sont affectés par le DMA, mais c'est le milieu aquatique qui y est le plus sensible. Ainsi, les eaux s'écoulant des rejets miniers atteignent les cours d'eau et modifient leur pH et leur contenu en métaux et en MES. La qualité du milieu récepteur (débit, bruit de fond, etc.) déterminera le degré des impacts sur les diverses composantes de l'environnement. Les sédiments des ruisseaux et des rivières accumulent les contaminants transportés par l'eau et ils représentent ainsi un réservoir de matériel toxique. Les eaux souterraines risquent, pour leur part, d'être affectées par la migration des métaux lourds à travers les sols. Les rejets miniers contaminent les sols sur lesquels ils sont déposés, mais également ceux des alentours, et ce, par le ruissellement du DMA. Ces terrains deviennent ainsi inaptes à la croissance de la végétation, mais aussi impropres au déroulement d'activités humaines. La pollution atmosphérique par les rejets de l'activité minière se produit surtout lors de la phase d'exploitation. Mais l'érosion éolienne des rejets ainsi que le transport par le vent peuvent aussi contribuer à la détérioration du milieu. Finalement, soulignons qu'il existe des normes générales déterminant le degré de contamination de l'eau de surface, des sédiments, de l'eau souterraine, des sols, de l'air et des organismes.

La biocénose inclut la faune et la flore, et ce, que les espèces soient aquatiques ou terrestres. Ces organismes sont touchés par le DMA, mais à divers niveaux puisqu'encore ici, ce sont ceux évoluant en milieu aquatique qui sont les plus affectés. Les animaux et les plantes de bas niveaux trophiques accumulent certains métaux et sont donc la porte d'entrée de ces toxiques dans la chaîne alimentaire. Mais la contamination engendrée par le DMA rejoint la biocénose dans toutes ses activités : alimentation, déplacements, oxygénation, etc. Au même titre que la biocénose, l'être humain est également affecté par le DMA.

L'ancien site minier d'Eustis, situé en Estrie, est un bon exemple de site abandonné générateur de DMA. L'exploitation du cuivre et de la pyrite s'y déroula de 1865 à 1939. Même à cette époque, la pollution engendrée par l'exploitation de la mine provoquait des protestations de la part des habitants du secteur. De la fermeture à nos jours, peu d'actions furent entreprises afin de résoudre les problèmes de contamination du milieu. Ce site est aujourd'hui classé parmi les

lieux d'élimination des déchets dangereux, et ce, même si les résidus miniers ne sont pas, au sens de la loi, considérés comme des déchets.

Depuis de nombreuses années, des équipes de chercheurs se sont succédé afin d'établir la contamination du milieu environnant de la mine d'Eustis. Il ressort de toutes ces recherches que les eaux de ruissellement, le ruisseau Eustis et la rivière Massawippi (surtout devant le site minier) sont contaminés par les métaux et possèdent des pH très bas. La rivière Massawippi semble toutefois posséder une bonne capacité de récupération puisqu'en aval du site, les pH et certains métaux retrouvent leurs valeurs initiales. Par contre, le cuivre est particulièrement problématique, car des quantités inquiétantes furent notées loin en aval du site. Les sédiments, les eaux souterraines et les sols du secteur d'Eustis sont également contaminés par le DMA.

La faune et la flore aquatiques semblent affectées par la contamination s'écoulant du site minier d'Eustis. En effet, les poissons évitent la rive nord de la rivière Massawippi (celle située du côté des résidus) et la végétation aquatique y est absente. De plus, des excès de métaux furent retrouvés dans certains poissons capturés en aval du site. La végétation terrestre ne réussit pas à croître sur les sols affectés par les rejets miniers, exception faite de quelques frêles bouleaux. Pour ce qui est des impacts sur l'être humain, ils risquent d'augmenter dans les années à venir si aucune restauration n'est effectuée. En effet, le site minier d'Eustis est traversé depuis peu par une piste cyclable qui emprunte le tracé de l'ancienne voie ferrée et ceci accroîtra l'achalandage aux alentours du site.

La compagnie Ferti-val effectue, depuis août 1995, la démonstration d'une barrière capillaire visant la restauration du site minier d'Eustis. Cette technologie, qui utilise des résidus de désencrage, diminue l'oxydation puisque l'air ne peut atteindre les résidus et limite le ruissellement ce qui réduit l'entraînement des polluants.

De nombreuses questions subsistent sur l'ampleur réelle des impacts du DMA provenant des rejets miniers d'Eustis et certaines études devraient être entreprises afin de les clarifier et ainsi éviter d'augmenter les risques pour l'environnement et la santé publique.

REMERCIEMENTS

Je désire exprimer ma reconnaissance à mon directeur d'essai, Claude Michaud, pour l'intérêt, les judicieux conseils et les commentaires constructifs qu'il me donnât tout au cours de la production de ce travail.

Mes sincères remerciements vont également à mon conseiller particulier en français écrit, Gilles Vien, qui, avec sa patience et son dévouement paternel, a procédé à la correction grammaticale et syntaxique de cet essai.

TABLE DES MATIÈRES

	PAGE
INTRODUCTION.....	1
1.0 LÉGISLATIONS.....	3
1.1 La législation fédérale.....	3
1.2 La législation provinciale.....	4
2.0 LE PROBLÈME DES RÉSIDUS MINIERES GÉNÉRATEURS D'EFFLUENTS ACIDES.....	5
2.1 Le drainage minier acide.....	5
2.2 Processus d'acidification.....	5
2.3 L'activité des bactéries oxydantes.....	6
2.4 La vitesse de réaction.....	7
2.5 Les thiosels ou sulfosels.....	7
3.0 LES IMPACTS DES RÉSIDUS MINIERES ACIDES SUR L'ENVIRONNEMENT.....	8
3.1 Les rejets miniers.....	8
3.2 Toxicité des polluants.....	10
3.2.1 L'arsenic.....	11
3.2.2 Le cadmium.....	11
3.2.3 Le chrome.....	11
3.2.4 Le cuivre.....	11
3.2.5 Le mercure.....	12
3.2.6 Le nickel.....	12
3.2.7 Le plomb.....	12
3.2.8 Le zinc.....	12
3.2.9 Les cyanures.....	13
3.3 La qualité de l'eau.....	13
3.3.1 La conductivité de l'eau.....	13
3.3.2 L'eau de surface.....	13
3.3.3 L'eau souterraine.....	14
3.4 Les sédiments.....	15

3.5	La qualité de l'air.....	16
3.6	La qualité du sol.....	17
3.7	Les impacts sur les composantes biologiques.....	18
3.7.1	La faune aquatique.....	19
3.7.2	La flore aquatique.....	20
3.7.3	La faune terrestre.....	20
3.7.4	La flore terrestre.....	22
3.8	Les impacts sur la santé humaine.....	22
3.9	Les solutions actuelles aux DMA.....	23
4.0	DESCRIPTION DU SITE MINIER D'EUSTIS.....	25
4.1	Le site d'étude.....	25
4.2	Historique.....	25
4.2.1	La pollution atmosphérique.....	27
4.2.2	La pollution de l'eau.....	28
4.2.3	La déforestation.....	29
4.2.4	Les résidus miniers.....	29
4.2.5	La fermeture de la mine d'Eustis.....	29
4.3	Les caractéristiques physiques du site.....	30
4.3.1	Topographie et géologie.....	30
4.3.2	Hydrographie.....	31
4.3.3	Climatologie.....	31
4.3.4	Aspect visuel général du site.....	32
4.4	Classification du site d'Eustis.....	33
5.0	LES IMPACTS DU SITE MINIER D'EUSTIS SUR LE MILIEU.....	37
5.1	Qualité de l'eau de surface et des sédiments.....	38
5.1.1	Les eaux de ruissellement.....	38
5.1.2	Le ruisseau Eustis.....	40
5.1.3	La rivière Massawippi.....	43
5.1.4	Les sédiments.....	48
5.2	Qualité de l'eau souterraine.....	48

5.3	Qualité du sol.....	51
5.4	Qualité de l'air.....	53
6.0	LES EFFETS DU SITE MINIER D'EUSTIS SUR LA BIOCÉNOSE.....	54
6.1	La faune aquatique.....	54
6.2	La flore aquatique.....	55
6.3	La faune terrestre.....	57
6.4	La flore terrestre.....	59
7.0	LES EFFETS DU SITE MINIER D'EUSTIS SUR LES COMPOSANTES HUMAINES.....	62
7.1	La santé publique.....	62
7.2	Le paysage.....	63
8.0	LES TRAVAUX DE RESTAURATION PAR FERTI-VAL.....	64
8.1	Description des travaux.....	64
8.2	Améliorations prévues suite au travaux.....	64
	CONCLUSION.....	66
	RÉFÉRENCES.....	68

LISTE DES FIGURES

FIGURE 4.1	EMPLACEMENT DES DIVERSES COMPOSANTES DU SITE D'ÉTUDE.....	26
FIGURE 4.2	HALDE DE RÉSIDUS DE TRAITEMENT PRÈS DE LA PISTE CYCLABLE.....	34
FIGURE 4.3	RÉSIDUS DE TRAITEMENT APLANIS S'ÉTENDANT DE LA PISTE CYCLABLE JUSQU'À LA RIVIÈRE MASSAWIPPI.....	34
FIGURE 5.1	LOCALISATION DES POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE DES SOLS, DES SÉDIMENTS ET DE L'EAU LORS DES TRAVAUX DE BERNIER ET AL. (1989).....	39
FIGURE 5.2 :	LOCALISATION DES POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE DES EAUX DE RUISSELLEMENT ET DES PIÉZOMÈTRES.....	41
FIGURE 5.3	LE RUISSEAU EUSTIS SOUS LA PISTE CYCLABLE.....	42
FIGURE 5.4 :	LOCALISATION DES POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE DE L'EAU SUR LA RIVIÈRE MASSAWIPPI.....	46
FIGURE 5.5 :	DÉVERSEMENT DES RÉSIDUS MINIERS DANS LA RIVIÈRE MASSAWIPPI.....	47
FIGURE 6.1	LES RAVAGES DE CERFS DE VIRGINIE DE LA RÉGION D'EUSTIS.....	58
FIGURE 6.2 :	LES RIVES DE LA RIVIÈRE MASSAWIPPI ET LEUR VÉGÉTATION.....	60
FIGURE 8.1 :	SCHEMATISATION DE LA TECHNOLOGIE DE RESTAURATION UTILISÉE AU SITE D'EUSTIS PAR FERTI-VAL.....	65

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 3.1	PRINCIPAUX IMPACTS DES RÉSIDUS MINIERES GÉNÉRATEURS D'ACIDE SUR L'ENVIRONNEMENT.....	9
TABLEAU 3.2	CRITÈRES DE QUALITÉ POUR LE PLEIN USAGE D'UN PLAN D'EAU.....	14
TABLEAU 3.3	CRITÈRES INDICATIFS DE LA CONTAMINATION DE L'EAU SOUTERRAINE.....	15
TABLEAU 3.4	OBJECTIFS DE QUALITÉ DES SÉDIMENTS POUR SEPT MÉTAUX LOURDS.....	16
TABLEAU 3.5	CRITÈRES INDICATIFS DE LA CONTAMINATION DES SOLS.....	17
TABLEAU 3.6	CRITÈRES DE RÉFÉRENCES POUR LA DÉTERMINATION DE LA CONTAMINATION DES ORGANISMES AQUATIQUES POUR HUIT MÉTAUX LOURDS.....	18
TABLEAU 4.1	LES EFFETS DE LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE EN 1876 D'APRÈS LES PÉTITIONS DES RÉSIDENTS DE LA RÉGION DE CAPELTON.....	28
TABLEAU 4.2	CLIMATOLOGIE DE LA RÉGION D'ÉTUDE.....	32
TABLEAU 4.3	SUPERFICIES DES PARCS À REJETS MINIERES EUSTIS, ALBERT ET CAPEL.....	33
TABLEAU 4.4	INVENTAIRE DES LIEUX D'ÉLIMINATION DES DÉCHETS DANGEREUX AU 1 ^{ER} AVRIL 1991 SELON LES CATÉGORIES.....	35
TABLEAU 4.5	CLASSIFICATION D'ANTIENS SITES MINIERES GÉNÉRATEURS D'EFFLUENTS ACIDES SELON LE SYSTÈME CONTAMINE.....	36
TABLEAU 5.1	RÉSULTATS D'ANALYSES DES EAUX DE RUISSELLEMENT SUR LE SITE MINIER D'EUSTIS SELON LES ANNÉES.....	40
TABLEAU 5.2	RÉSULTATS D'ANALYSES DE pH DES EAUX DU RUISSEAU EUSTIS SELON LES ANNÉES.....	42

TABLEAU 5.3	RÉSULTATS D'ANALYSES DES EAUX DU RUISSEAU EUSTIS SELON LES ANNÉES.....	43
TABLEAU 5.4	RÉSULTATS D'ANALYSES DES EAUX DE LA RIVIÈRE MASSAWIPPI EN AMONT DU SITE MINIER D'EUSTIS SELON LES ANNÉES.....	44
TABLEAU 5.5	RÉSULTATS D'ANALYSES DES EAUX DE LA RIVIÈRE MASSAWIPPI DEVANT LE SITE MINIER D'EUSTIS SELON BERNIER ET AL. (OCTOBRE, 1989).....	44
TABLEAU 5.6	RÉSULTATS D'ANALYSES DES EAUX DE LA RIVIÈRE MASSAWIPPI EN AVAL DU SITE MINIER D'EUSTIS SELON LES ANNÉES.....	45
TABLEAU 5.7	RÉSULTATS D'ANALYSES D'ÉCHANTILLONS DE SÉDIMENTS PRÉLEVÉS DANS LA RIVIÈRE MASSAWIPPI SELON LES ANNÉES.....	49
TABLEAU 5.8	RÉSULTATS D'ANALYSES D'ÉCHANTILLONS D'EAU SOUTERRAINE (CELLULE D'ESSAI DE FERTI-VAL).....	50
TABLEAU 5.9	RÉSULTATS D'ANALYSE DES EAUX SOUTERRAINES PRÉLEVÉES ENTRE LA PISTE CYCLABLE ET LA RIVIÈRE.....	51
TABLEAU 5.10	RÉSULTATS D'ANALYSES D'ÉCHANTILLONS DE SOL PRÉLEVÉS SUR LE SITE MINIER D'EUSTIS SELON LES ANNÉES	52
TABLEAU 6.1	TENEUR EN MÉTAUX LOURDS DES POISSONS CAPTURÉS DANS LA RIVIÈRE MASSAWIPPI EN AVAL DU SITE MINIER D'EUSTIS SELON LES SOURCES.....	56

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1 : Localisation de la région d'étude.....	72
ANNEXE 2 : <i>Inventaire des lieux d'élimination des déchets dangereux au Québec</i> : méthodologie, catégories et inventaire détaillé.....	73
ANNEXE 3 : Système de classification CONTAMINE : description des classes, méthodologie, classification de 137 sites miniers et feuilles de notation.....	77

LEXIQUE

Bioaccumulation :

Terme général désignant le processus par lequel les substances chimiques sont accumulées par les organismes, directement à partir de l'eau ou par l'intermédiaire des aliments qui en renferment. (Définition modifiée du Conseil canadien des ministres des ressources naturelles et de l'environnement (CCMRE), 1987)

Bioamplification :

Résultat des processus de bioconcentration et de bioaccumulation se traduisant par l'augmentation de la concentration des produits chimiques accumulés dans les tissus dès que l'on monte de deux niveaux ou plus dans la chaîne trophique. La bioamplification laisse supposer qu'il y a transfert efficace de produits chimiques à l'organisme consommateur à partir des aliments, de sorte que la concentration des résidus augmente systématiquement d'un niveau trophique au niveau suivant. (D'après CCMRE, 1987)

Bioconcentration :

Processus d'accumulation nette par les organismes d'un produit chimique en tenant compte simultanément de l'absorption et de l'élimination. (Définition modifiée du CCMRE, 1987)

Contaminant :

Une matière solide, liquide ou gazeuse, un micro-organisme, un son, une vibration, un rayonnement, une chaleur, une odeur, une radiation ou toute combinaison de l'un ou l'autre susceptible d'altérer de quelque manière la qualité de l'environnement. (D'après la Loi sur la qualité de l'environnement, L.R.Q., c. Q-2).

INTRODUCTION

L'importante industrialisation qu'a connue la planète depuis la fin du dernier siècle a eu certes des effets positifs sur le développement de nombreux domaines, mais force est de constater qu'à ces avantages sont greffés de nombreux inconvénients. L'environnement a beaucoup perdu lors de cette course à l'avancement industriel, mais la conscientisation de la population et des décideurs a permis d'accroître les actions visant à protéger cette richesse qui nous entoure.

Le secteur minier n'échappe pas aux problèmes environnementaux, et ce, que les sites soient actifs ou non. En fait, uniquement pour les mines inactives, 270 sites sont répertoriés au Québec dans le secteur des métalliques et plusieurs, parmi ceux-ci, constituent une source de pollution importante (Marcotte, 1994b). L'un des plus graves problèmes environnementaux engendrés par les mines est sans contredit le drainage minier acide (DMA). Ces eaux de lixiviation acides et chargées de métaux contaminent le milieu et la biocénose. De nombreuses équipes de scientifiques travaillent actuellement à la recherche de technologies, efficaces et rentables, de réduction des impacts du DMA sur l'environnement.

La mine d'Eustis en Estrie a produit, de 1865 à 1939, d'importantes quantités de cuivre et de pyrite. Déjà à cette époque, l'exploitation minière détériorait le milieu environnant par les coupes forestières intensives, les émissions atmosphériques et la pollution aquatique. Encore aujourd'hui, les eaux qui s'échappent montrent une forte contamination par le DMA et contaminent ainsi les cours d'eau, les sédiments, les sols et la biocénose.

Depuis août 1995, la compagnie Ferti-val de Sherbrooke effectue sur le site minier d'Eustis la démonstration technologique d'une barrière capillaire en vue de la restauration de parcs à résidus miniers générateurs d'acide. Le présent travail est réalisé parallèlement à ce projet. En effet, l'évaluation environnementale du site qualifie la contamination et les impacts possibles, ce qui facilitera la mise en place d'un plan de restauration approprié.

Quelques études thématiques ont déjà évalué certains paramètres de l'environnement d'Eustis. C'est l'eau du ruisseau Eustis et de la rivière Massawippi qui a retenu le plus souvent l'attention des chercheurs. Les sédiments, les sols, l'air, la faune, la flore ainsi que les impacts sur l'humain ne furent que brièvement abordés. Une compilation et une analyse de toutes les données recueillies par les diverses équipes de scientifiques au cours des années devenaient nécessaires afin de faciliter la compréhension de la pollution engendrée par les résidus d'Eustis et la résolution de ce problème.

Le présent travail évalue les impacts du DMA sur les diverses composantes du milieu : l'eau, les sédiments, le sol, l'air, la biocénose et les populations humaines. Les impacts propres à tout site minier sont abordés, mais ceux générés par les rejets miniers d'Eustis sont étudiés plus particulièrement, et ce, d'après divers relevés effectués depuis de nombreuses années par plusieurs équipes de chercheurs. Cet essai se veut ainsi un résumé de ces recherches ainsi qu'une évaluation de la situation actuelle.

Toutefois, quelques difficultés furent rencontrées lors de l'élaboration de ce travail. En effet, les lois auxquelles est soumis un site aussi ancien que celui d'Eustis ne sont pas toujours claires sur leur portée, ce qui peut être plus ou moins contraignant pour les propriétaires des droits miniers, les propriétaires terriens ainsi que pour les autorités en cause. De plus, les divers impacts du DMA varient en nombre et en ampleur d'un site à l'autre, et ce, selon le temps et l'espace : ceux rapportés dans ce travail tendent donc à être assez généraux.

Afin de bien saisir la problématique du DMA, la méthodologie suivante fut choisie pour le déroulement de cet essai. Tout d'abord, les législations fédérale et provinciale entourant les sites miniers sont exposées et la formation du DMA est ensuite expliquée. Les impacts généraux des résidus miniers acides sur toutes les composantes de l'environnement sont abordés, et ce, dans le but de pouvoir les comparer plus loin avec ceux retrouvés à Eustis. Le site d'étude est par la suite décrit avec son histoire et ses caractéristiques. Les chapitres 5, 6 et 7 abordent le vif du sujet, c'est-à-dire les impacts des rejets miniers d'Eustis sur le milieu, la biocénose et l'humain. Les travaux de restauration effectués par Ferti-val sont décrits ainsi que les améliorations prévues.

1.0 LÉGISLATIONS

L'industrie minière du Québec est régie par les gouvernements fédéral et provincial mais, puisque les lois et règlements fédéraux constituent une exigence nationale minimale, les provinces ont complète liberté d'imposer des normes plus sévères qui ont préséance sur les premières. De plus, c'est surtout le ministère québécois chargé de l'environnement qui applique les règlements fédéraux concernant l'environnement : Environnement Canada effectue rarement des inspections (Marcotte, 1994b).

L'exploration et l'exploitation minières sont soumises à de nombreuses lois, tandis que les législations régissant les mines inactives depuis de nombreuses années sont plus difficilement applicables. En effet, les propriétaires terriens (responsables des résidus miniers) n'ont souvent pas les moyens financiers d'effectuer une remise en état des lieux telle que prescrite par les gouvernements. Par contre, les propriétaires des droits miniers peuvent être soumis à certaines lois, selon les circonstances. Les sections 1.1 et 1.2 décrivent les principales lois, ainsi que les règlements et directives pouvant s'appliquer à un parc à résidu minier générateur d'acide.

1.1 La législation fédérale

La Loi sur les pêches (L.R.C. (1985), c. F-14) est le principal outil législatif fédéral permettant de contrôler la pollution découlant de l'exploitation minière. Entre autres, l'article 36 interdit de déposer des substances nocives dans des eaux où vivent des poissons, ou en quelque autre lieu si le risque existe que la substance ou toute autre substance nocive provenant de son immersion ou rejet pénètre dans ces eaux. Les Règlements et Directives sur les effluents liquides des mines de métaux (publiés le 25 février 1977) visent toutes les mines de métaux (sauf exceptions) et furent établis selon la meilleure technologie économiquement réalisable. Les substances touchées sont le zinc, le plomb, le nickel, les MES, le radium 226 et le pH. Par contre, puisque sa fermeture remonte à 1939, le site d'Eustis n'y est pas soumis.

1.2 La législation provinciale

La Loi sur la qualité de l'environnement du Québec (L.R.Q., c. Q-2), par son article 19.1., accorde à toute personne le droit à la qualité de l'environnement et, par son article 20, prohibe l'émission d'un contaminant dans l'environnement. De plus, l'article 31.42. stipule que le ministre peut ordonner à quiconque a émis, déposé, dégagé ou rejeté un contaminant dans l'environnement, en tout ou en partie, et ce, même avant le 22 juin 1990, de lui fournir une étude de caractérisation de l'environnement, un programme de décontamination ou de restauration de l'environnement. La Loi 130 sur la restauration des sites miniers, qui modifie la Loi sur les mines (L.R.Q., c. M-13.1), oblige, par son article 232.11., le titulaire du droit minier à effectuer des travaux de réaménagement et de restauration. Le ministère des Ressources naturelles du Québec (MRN) a édité en 1995 *Guide et Modalités de préparation du plan de restauration* qui aide à l'application de cette loi. La Directive québécoise 019 sur l'industrie minière (publiée en 1989) est un texte d'orientation qui précise les attentes du ministère chargé de l'environnement au Québec en ce qui concerne les projets d'exploitation minière. De plus, un de ses objectifs vise la restauration des sites miniers fermés définitivement. Enfin, notons que les résidus miniers ne sont pas considérés par les lois québécoises comme étant des déchets solides ou des déchets dangereux. Ils forment une classe à part, sous la gouverne de la Loi sur les mines.

Toutes ces lois s'appliquent à l'ancien site minier d'Eustis et les propriétaires (terriens et des droits miniers) pourraient, en principe, être poursuivis. Par contre, puisque ces derniers n'ont probablement pas les moyens financiers de respecter la loi, les ministères concernés préfèrent ne pas entreprendre des démarches légales, et ce, par souci d'économie des fonds publics et de temps.

2.0 LE PROBLÈME DES RÉSIDUS MINIERES GÉNÉRATEURS D'EFFLUENTS ACIDES

De nombreux parcs à résidus de l'industrie minière causent des dommages à l'environnement en générant des effluents acides. Cette pollution remet en circulation des métaux lourds qui, à leur tour, affecteront le milieu. Le présent chapitre définit le DMA, explique sa formation et l'action des bactéries oxydantes, décrit les facteurs qui influencent la vitesse de réaction et aborde enfin la formation des thiosels.

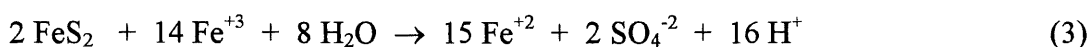
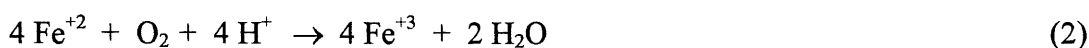
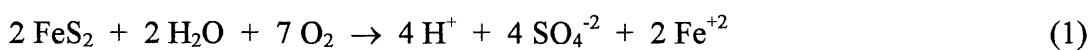
2.1 Le drainage minier acide

Le DMA pourrait se définir comme la résultante de l'oxydation des minéraux sulfurés (tels la pyrite, la pyrrhotite, la calcopyrite, l'arsenopyrite et la cobaltite) contenus dans la roche exposée à l'air et à l'eau (Groupe de travail sur le drainage minier acide de Colombie-Britannique, 1990). Il se produit non seulement dans les exploitations minières qui mettent à nu des minéraux sulfurés réactifs, mais également naturellement en présence d'affleurements rocheux sulfurés. Dans ce dernier cas, on parle de drainage rocheux acide (DRA) mais plusieurs auteurs incluent ce terme dans le DMA car les réactions et les conséquences sont généralement les mêmes. Puisque la plupart des mines de métaux de base (cuivre, zinc, etc.) ou de métaux précieux (or, argent, etc.) renferment des minéraux sulfurés, le DMA est devenu le problème le plus important rencontré par l'industrie minière (Association minière du Québec (AMQ), s.d.). De fait, les opérations métallurgiques ne permettent pas actuellement de retirer tous les minéraux pyritiques et les résidus contiennent donc des concentrations significatives de soufre (Hossner et Hons, 1992). Ainsi, l'eau qui s'écoule à travers les résidus miniers acquiert un pH faible et mobilise certains métaux lourds contenus dans la roche. Les conséquences sur l'environnement sont souvent majeures.

2.2 Processus d'acidification

Pour qu'il y ait DMA, la présence de minéraux sulfurés réactifs, d'oxygène, d'eau et de bactéries qui accélèrent les réactions d'oxydation est nécessaire. En fait, l'eau et l'oxygène sont essentiels puisqu'en l'absence de l'un ou de l'autre la réaction s'arrête. Toutefois, une quantité plus importante d'oxygène que d'eau est requise (Groupe de travail..., 1990). Une série de

réactions produit le DMA. La pyrite (FeS_2), omniprésente dans de nombreux gisements miniers, est presque toujours mise en cause dans le phénomène d'acidification. Tout d'abord, celle-ci est oxydée pour former l'ion ferreux (réaction 1) qui sera également oxydé en ion ferrique (réaction 2). Ce dernier contribue aussi à l'oxydation de la pyrite (réaction 3). La combinaison des réactions 2 et 3 constitue le cycle qui permet la dissolution de la pyrite tandis que les réactions 1 et 3 forment l'acide sulfurique qui est la composante la plus dommageable du DMA (Manahan, 1991). En effet, en plus d'abaisser le pH, l'acide sulfurique solubilise massivement les métaux de base présents dans le milieu et les remet ainsi en circulation. On retrouve souvent sur le lit des cours d'eau affectés par le DMA, un composé jaune, amorphe et semi-gélatineux, c'est le $\text{Fe}(\text{OH})_3$ qui est formé suite aux réactions 3 et 4 (Brazeau, 1994).



2.3 L'activité des bactéries oxydantes

La formation du DMA peut être amplifiée par certaines espèces bactériennes présentes dans le milieu. Lorsque le pH est inférieur à 3,5, l'oxydation du fer (Fe^{+2}) est catalysée par la bactérie *Thiobacillus feroxidans* qui accélère grandement la réaction tandis qu'entre les pH 3,5 et 4,5 la réaction peut être catalysée par une bactérie filamenteuse du genre *Metallogenium* (Brazeau, 1994). En fait, plusieurs espèces bactériennes ont la propriété de se développer à des pH inférieurs à 3,0 (leur pH optimal de croissance se situant à environ 2,3) et ainsi accélérer jusqu'à un million de fois les réactions chimiques en cause (Chevalier, 1995). L'effet des bactéries dépend donc pour beaucoup du pH, mais également de la température et de la présence, en concentration critique, d'éléments comme le molybdène qui sont toxiques pour les bactéries (Groupe de travail..., 1990). Knapp (1987) mentionne également que l'humidité et le bioxyde de carbone (CO_2) (qui représente la source de carbone des bactéries) sont importants pour la croissance bactérienne tandis que l'oxygène et les nutriments (comme l'azote et le phosphore) peuvent

devenir limitatifs de l'activité biologique, mais uniquement à de très faibles concentrations. Enfin, notons que ces bactéries manifestent d'étonnantes propriétés de résistance aux métaux lourds.

2.4 La vitesse de réaction

La vitesse de production de l'acide est un facteur important pour déterminer les impacts sur l'environnement du DMA. En effet, si elle est très lente et que la production d'acide s'étale sur une longue période, les conséquences peuvent être négligeables. Le rapport du Groupe de travail sur le drainage minier acide de Colombie-Britannique (1990) énumère les éléments qui influencent la vitesse de réaction :

- la variété du minerai : les sulfures de métaux courants (plomb, zinc, cuivre) sont généralement moins réactifs que les sulfures de métaux ferreux (pyrite, etc.);
- le rapport entre la superficie et le volume : il règle la vitesse de dégradation du minerai (un faible rapport amène une dégradation lente);
- la présence d'eau et d'oxygène;
- la température : plus elle est froide, plus la réaction est lente;
- la production de nouveaux minéraux : les produits de décomposition peuvent accélérer ou empêcher l'altération;
- la présence de bactéries acidophiles ou neutralisantes.

2.5 Les thiosels ou sulfosels

Certaines opérations effectuées lors du traitement des minerais peuvent également affecter l'environnement en amplifiant ou en créant le DMA. Lors des étapes de broyage et de flottation de minerais sulfurés, des oxanions soufrés partiellement oxydés (appelés thiosels ou sulfosels) comme le thiosulfate ($S_2O_3^{-2}$) sont formés (Marcotte, 1994b). Ces sels s'accumulent dans les résidus, ou bien, ils sont transportés avec les rejets liquides de traitement. En présence d'eau, ils ont tendance à s'oxyder pour former des sulfates et de l'acide sulfurique. Ce dernier fait diminuer le pH du milieu récepteur provoquant des situations similaires à celles causées par les pluies acides mais qui peuvent être beaucoup plus graves localement (Chevalier, 1995).

3.0 LES IMPACTS DES RÉSIDUS MINIERS ACIDES SUR L'ENVIRONNEMENT

C'est l'exploitation des mines métalliques qui représente le secteur de l'industrie minière québécoise ayant le plus d'impacts sur l'environnement (Marcotte, 1994b). En 1994, on dénombrait au Québec 59 sites de résidus miniers générateurs de drainage acide ou possédant un potentiel de génération de drainage acide, et ce, en combinant les sites actifs et inactifs. Selon Chevalier (1995), la majorité de ceux-ci était consécutive à l'extraction du cuivre et du zinc couvrant ainsi une superficie supérieure à 2 000 hectares. Le DMA qui découle de l'accumulation de ces rejets miniers peut se développer durant l'exploitation, se poursuivre de nombreuses années après l'abandon des opérations (si aucune mesure n'est prise pour le contrôler) et s'étendre sur des kilomètres aux alentours du site.

Le DMA affecte toutes les composantes de la biosphère : l'eau, l'air et le sol ainsi que la faune, la flore et les humains qui y vivent. Mais les principaux impacts environnementaux dus au DMA sont reliés à la qualité de l'eau du milieu récepteur. En effet, l'acide libéré augmente la mise en disponibilité des métaux lourds (principalement l'arsenic, le cadmium, le cuivre, le mercure, le nickel et le zinc) et ceux-ci sont généralement lessivés vers les cours d'eau entraînant avec eux de grandes quantités de matières en suspension (MES). Ces nouveaux éléments amplifient le bruit de fond et peuvent amener l'état du milieu récepteur vers une situation critique. Les sections qui suivent décrivent les impacts des résidus miniers sur les composantes de l'environnement et abordent les solutions actuelles au DMA. Le tableau 3.1 résume les principaux impacts.

3.1 Les rejets miniers

L'impact le plus visible de l'activité minière est, sans contredit, l'accumulation de rejets miniers provenant des travaux d'exploitation et d'extraction. Si l'on tient compte des activités minières passées et actuelles, c'est plus de 6 milliards de tonnes de déchets miniers qui sont entreposées sur 137 sites présents au Québec (Marcotte, 1994a). En fait, près de 90% du minerai actuellement extrait par les mines québécoises est rejeté et s'accumule dans les parcs à résidus miniers (Chevalier, 1995).

TABLEAU 3.1 : PRINCIPAUX IMPACTS DES RÉSIDUS MINIERES GÉNÉRATEURS D'ACIDE SUR L'ENVIRONNEMENT.

COMPOSANTES DE L'ENVIRONNEMENT	IMPACTS
Eaux de surface	<ul style="list-style-type: none"> - Diminution du pH. - Augmentation des quantités de métaux lourds.
Eaux souterraines	<ul style="list-style-type: none"> - Diminution du pH. - Augmentation des quantités de métaux lourds.
Sédiments	<ul style="list-style-type: none"> - Augmentation du dépôt et de l'accumulation des M.E.S. - Augmentation des quantités de métaux lourds.
Air	<ul style="list-style-type: none"> - Transport éolien de particules.
Sol	<ul style="list-style-type: none"> - Acidification des sols. - Augmentation des quantités de métaux lourds. - Décomposition de l'horizon humique.
Composantes biologiques	<ul style="list-style-type: none"> - Remplacement des espèces peu tolérantes à l'acidité et aux métaux lourds par des espèces polluotolérantes (modification des écosystèmes). - Possibilité de bioaccumulation, de bioconcentration et de bioamplification des métaux lourds.
Humain	<ul style="list-style-type: none"> - Contamination par les métaux lourds de l'eau, des animaux et des plantes qui entrent dans l'alimentation de l'humain.

Le matériel résiduel (rejet) des sites miniers est classé en trois catégories qui peuvent ou non être présentes en même temps lors de l'exploitation minière : il s'agit des morts-terrains, des stériles et des résidus de traitement. Les morts-terrains désignent le matériel retiré pour exposer la roche souterraine. Ils ne contiennent généralement pas de substances susceptibles d'agresser l'environnement. Ce type de rejets miniers comprend la litière et les horizons A, B et C, il peut donc être réutilisées pour la revégétation du site perturbé (Brooks et al., 1989). Les stériles sont constitués du matériel situé sous les morts-terrains et qui doit être enlevé avant le début des opérations d'extraction du minerai. Généralement, ces roches contiennent une quantité insuffisante de minéraux pour en permettre une extraction économiquement rentable. Finalement, les résidus de traitement sont des rejets miniers résultant des procédés d'extraction et de traitement du

mineral (Brazeau, 1994). Tous les rejets peuvent être entreposés sous forme de collines appelées haldes. Ils sont alors sujets à l'érosion éolienne et à l'érosion hydraulique en plus d'altérer le paysage. Notons enfin que de ces trois types de rejets, les deux derniers sont les seuls pouvant produire le DMA.

3.2 Toxicité des polluants

La toxicité du DMA provient surtout de la libération de certains métaux, généralement des métaux lourds, dans l'environnement. Mais, puisque la distinction entre «métaux lourds» et «métaux légers» n'est liée qu'à la masse volumique des métaux et que cette distinction n'a généralement aucune incidence pour la toxicité (Olivier, 1995), le terme «métaux» sera utilisé dans ce travail.

Plusieurs métaux sont essentiels à la vie mais, au delà des concentrations requises, ils peuvent devenir toxiques pour les être vivants. Parmi les métaux essentiels, on compte le cobalt, le cuivre, le chrome, le fer, le manganèse, le nickel, le molybdène, le sélénium, l'étain et le zinc (Michon, 1988). Les facteurs qui influencent la toxicité des métaux sont soit d'ordre biotique, soit d'ordre abiotique. Les premiers regroupent, entre autres, l'espèce, le stade de croissance et l'acclimatation tandis que les seconds incluent la température, le pH, la dureté de l'eau, le pouvoir complexant, etc. La spéciation des métaux est aussi extrêmement importante à considérer, car la disponibilité pour les organismes (et donc la toxicité), varie en fonction de ce paramètre (Marcotte, 1994b). En fait, les métaux à l'état pur sont insolubles dans l'eau alors que leurs sels, comme les chlorures, les nitrates et les sulfates sont solubles (Chevalier, 1995). De plus, des effets additifs, synergiques ou antagonistes peuvent se produire lorsqu'un mélange de substances à toxicité variable est rejeté.

Paul et al. (1985), Goulet et al (1982b) et Chevalier (1995), dans leurs ouvrages respectifs, énumèrent les propriétés de plusieurs métaux. Les paragraphes suivants en résument les grandes lignes et la section 3.7 explique les impacts de ceux-ci sur les organismes vivants.

3.2.1 L'arsenic

L'arsenic est un semi-métal que l'on retrouve naturellement dans les minerais de métaux. Il s'accumule et persiste dans une variété d'organismes particulièrement dans les bas niveaux de la chaîne alimentaire, mais aucune bioamplification n'est démontrée. Les composés inorganiques de l'arsenic peuvent être biologiquement convertis en dérivés organiques de l'arsenic dont certains sont très toxiques. Notons que l'effet cancérogène des sels d'arsenic est démontré.

3.2.2 Le cadmium

La mobilité du cadmium est dépendante du pH puisqu'en milieu alcalin et neutre, il demeure fixé aux sédiments tandis qu'en milieu acide, il est très mobile. Une synergie importante s'exerce entre ce métal et d'autres substances toxiques comme le cuivre, les cyanures et le zinc. Associé au cuivre, la toxicité du cadmium est cinq fois plus grande. Précisons enfin que le cadmium s'accumule facilement dans la chaîne alimentaire et qu'il est soupçonné d'être cancérigène.

3.2.3 Le chrome

Dans l'environnement, on ne rencontre jamais le chrome à l'état pur puisqu'il forme diverses associations, notamment avec le fer, le soufre et l'arsenic. Les chromes trivalents et hexavalents se trouvent tous les deux dans le milieu, mais leurs toxicités diffèrent. En effet, la forme Cr^{+3} est essentielle au métabolisme du glucose, des lipides et des protéines, mais la forme Cr^{+6} est un oxydant très toxique qui traverse facilement les membranes biologiques.

3.2.4 Le cuivre

Le cuivre possède une affinité prononcée pour la matière organique avec laquelle il s'unit et aucun phénomène de bioamplification n'est noté. Ce métal présente des effets synergiques lorsqu'il est mis en présence du zinc, du cadmium, du mercure et du chlore libre. Par contre, le cuivre diminue la toxicité des cyanures et sa propre toxicité est réduite par les nitrates et les nitrites.

3.2.5 Le mercure

Le mercure est le seul métal liquide aux températures usuelles. Même s'il est assez répandu sur la planète, il possède un caractère extrêmement toxique, et ce, à de très faibles concentrations. Puisqu'il est non essentiel à la vie, sa bioamplification dans la chaîne alimentaire est facilitée. Le méthylmercure (la forme toxique la plus stable du mercure) est favorisée par des pH acides et s'accumule facilement. La toxicité de ce dernier est due à sa capacité de traverser facilement les membranes cellulaires et à son affinité avec la matière organique. Notons enfin qu'à des pH alcalins, c'est la forme diméthylmercure qui est favorisée et qu'elle est la forme organique la plus courante du mercure dans la nature.

3.2.6 Le nickel

Le nickel s'accumule dans les sédiments et est très mobile dans des eaux acides (ce qui accroît sa toxicité) tandis que dans des eaux alcalines ou neutres, il tend à demeurer fixé aux sédiments.

3.2.7 Le plomb

Le plomb est surtout reconnu pour la pollution atmosphérique, mais il peut affecter tous les milieux. L'intensité des effets nuisibles qu'il provoque est fonction de sa teneur dans l'environnement et de la durée d'exposition. Le plomb se bioamplifie dans la chaîne alimentaire puisqu'il est difficilement excrétable étant non essentiel aux organismes. Toutefois, il semble que ce métal soit difficilement bioaccumulable, car il est moins concentré dans les poissons que dans les sédiments.

3.2.8 Le zinc

Le zinc se retrouve dans l'ensemble des organismes aquatiques puisqu'il est essentiel à plusieurs fonctions vitales et que sa bioaccumulation est rapide. Il est très mobile à pH acide, mais des pH neutres ou alcalins le fixent aux sédiments.

3.2.9 Les cyanures

Les cyanures ne sont pas des métaux, mais plutôt différentes classes de composés inorganiques caractérisés par le radical $-C\equiv N$. Ils sont biodégradables et forment facilement des composés plus ou moins stables avec des ions métalliques tels le fer, le cuivre, le zinc, etc.

3.3 **La qualité de l'eau**

C'est au niveau de l'eau que l'impact du DMA se fait le plus sentir puisqu'il a généralement comme conséquence de modifier les paramètres physico-chimiques des cours d'eau récepteurs. L'ampleur des dommages causés aux écosystèmes dépendra de la qualité de l'effluent, mais aussi du niveau de dilution dans le milieu. De plus, puisqu'elles reçoivent des précipitations sous forme de pluie et de neige, notons que les mines abandonnées québécoises génèrent environ 60 millions de m^3 d'eau par an et certains effluents dépassent jusqu'à plusieurs centaines de fois les concentrations souhaitables en métaux (Marcotte, 1994a).

3.3.1 La conductivité de l'eau

La conductivité, qui est l'aptitude des eaux à conduire le courant électrique, donne une bonne indication des changements dans la composition des eaux et spécialement de la concentration en minéraux : la dissociation ionique des sels de calcium, de magnésium et de sulfate l'influence grandement (Chevalier, 1995). Cet auteur mentionne aussi que la conductivité de l'eau potable peut varier de 50 à 200 $\mu S/cm$ (microsiemens par centimètre) et que les rivières les plus polluées du Québec possèdent une conductivité oscillant entre 100 et 400 $\mu S/cm$ alors que celle des rivières non polluées est d'environ 15 $\mu S/cm$.

3.3.2 L'eau de surface

Le DMA affecte principalement les cours d'eau en diminuant le pH et en libérant des métaux lourds. La Directive 019 du ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) (1989)

donne des références afin que l'industrie minière n'engendre pas de conséquences néfastes sur l'environnement. Des critères de qualité de l'eau y sont précisés et le tableau 3.2 en résume les grandes lignes tout en comparant ces critères avec ceux du Conseil canadien des ministres des ressources naturelles et de l'environnement (CCMRE). Notons que ces derniers sont en général très semblables à ceux édictés par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF).

TABLEAU 3.2 : CRITÈRES DE QUALITÉ POUR LE PLEIN USAGE D'UN PLAN D'EAU.

Paramètres	As mg/L	Cd ⁽²⁾ mg/L	Cr total	Cu ⁽²⁾ mg/L	Fe total mg/L	Hg µg/L	Ni ⁽²⁾ mg/L
Directive 019 (1989) ⁽¹⁾	0,0022	0,0002 - 0,0018	0,002	0,002 - 0,004	0,05	0,006	0,025 - 0,150
CCMRE (1991)	0,05	idem	0,002 à 0,02	idem	0,3	0,1	idem

Paramètres	Pb ⁽²⁾ mg/L	Zn mg/L	CN mg/L	MES mg/L	Sulfates mg/L SO ₄ ⁻	pH ⁽³⁾
Directive 019 (1989) ⁽¹⁾	0,001- 0,007	0,03	0,0052	25	50	6,5 - 8,5
CCMRE (1991)	idem	idem	0,005	(4)	-(5)	6,5 à 9,0

Notes : (1) Selon le MENVIQ (1989, annexe III).

(2) Le critère varie avec la dureté.

(3) Si on considère la vie aquatique seulement, la gamme de pH devient 6,0 - 9,0.

(4) Augmentation de 10 mg/L lorsque la concentration de fond est ≤ 100 mg /L
ou augmentation de 10% de la concentration naturelle si la concentration de fond est
>100mg/L.

(5) Aucune donnée n'est disponible.

3.3.3 L'eau souterraine

Dans son rapport *Pollution engendrée par le secteur minier au Québec*, Marcotte (1994b) note que, contrairement à la pollution des eaux de surface, la pollution des eaux souterraines est beaucoup moins évidente et généralement très lente à cause du faible taux de migration des eaux dans le sous-sol. Par contre, selon lui, très peu d'exemples de contamination majeure des eaux souterraines reliées aux aires d'accumulation des résidus furent répertoriés jusqu'à présent et ceci s'expliquerait par la faible perméabilité des résidus des usines de concentration du minéral.

(Marcotte, 1994a). De plus, les sols possèdent généralement un excellent pouvoir tampon, ce qui contribuerait également à réduire les risques de contamination de l'eau souterraine. Mais, puisque la vulnérabilité des nappes souterraines varie d'un site à l'autre, la qualité de ces eaux demeure à risque.

Ce sont les métaux lourds qui semblent créer le plus de problèmes dans les eaux souterraines. Ils y sont généralement peu mobiles, mais le pH, la spéciation du métal, la constitution et la finesse du sol peuvent influencer la capacité de transport et ainsi la contamination (Marcotte, 1994b). Puisque 17 % de la population québécoise dépend de l'eau souterraine comme source d'eau potable, des critères de qualité furent établis par le MEF (1994) dans la *Politique de réhabilitation des terrains contaminés*. Le tableau 3.3 les énumère.

TABLEAU 3.3 : CRITÈRES INDICATIFS DE LA CONTAMINATION DE L'EAU SOUTERRAINE.

Norme (ppb, µg/L)	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Zn
Classe A	5	1	10	15	25	0,1	5	10	10	50
Classe B	50	5	50	40	500	0,5	20	250	50	5000
Classe C	100	20	200	500	1000	1,0	100	1000	100	10000

modifié du MEF (1994, page 31)

CLASSES

- Valeur A : Bruit de fond : répond aux normes et critères de qualité.
- Plage A-B : Faiblement contaminé, ne répond pas aux normes et critères de qualité.
- Valeur B : Des analyses approfondies sont nécessaires.
- Plage B-C : Contamination et dépassement des normes de qualité de consommation humaine.
- Valeur C : Nécessité d'une action correctrice dans un bref délai.
- Plage C : Contamination sérieuse, tous les usages sont restreints.

3.4 Les sédiments

Les polluants générés par l'industrie minière ont tendance à sédimenter dans le lit des cours d'eau. En effet, les métaux en solution dans les effluents peuvent précipiter sous forme d'hydroxyde et, tout comme les MES, ils auront tendance à sédimenter dans les lacs et les rivières, et ce, en fonction de leur densité et du flux hydraulique (Marcotte, 1994b). Au fil du temps, ces sédiments peuvent être érodés, stabilisés ou remis en circulation (Marcotte, 1994a).

Des études furent effectuées en 1979 et 1981 (B.E.S.T. et I.N.R.S.) sur des lacs situés dans la région de Rouyn-Noranda et Marcotte (1994b) rapporte les résultats. Selon ces études, il appert que la spéciation des métaux lourds est extrêmement importante à considérer, car la disponibilité pour les organismes (et donc la toxicité) varie en fonction de ce paramètre. Le tableau 3.4 dresse la liste de quelques critères servant à l'évaluation de la qualité des sédiments selon Environnement Canada et al. (1992).

TABLEAU 3.4 : OBJECTIFS DE QUALITÉ DES SÉDIMENTS POUR SEPT MÉTAUX LOURDS.

Paramètres		As (ppm)	Cd (ppm)	Cr (ppm)	Cu (ppm)	Hg (ppm)	Ni (ppm)	Pb (ppm)	Zn (ppm)
Critères	SSE ⁽¹⁾	3	0,2	55	28	0,05	35	23	100
	SEM ⁽²⁾	7	0,9	55	28	0,2	35	42	150
	SEN ⁽³⁾	17	3	100	86	1	61	170	540

modifié d'Environnement Canada et al. (1992)

Notes : (1) Seuils sans effet
 (2) Seuils des effets mineurs
 (3) Seuils des effets néfastes

3.5 La qualité de l'air

Il est difficile d'évaluer les émissions atmosphériques de métaux lourds, mais on sait que les émissions anthropiques sont généralement plus importantes que les émissions naturelles, sauf pour ce qui est du chrome (Chevalier, 1995). Notons que toutes ces émissions sont souvent associées aux particules en suspension dans l'air.

Les haldes de rejets miniers sont soumises à l'érosion éolienne. Les particules peuvent ainsi être transportées à une certaine distance de leur lieu d'entreposage. En fait, l'étalement des contaminants véhiculés dans l'air dépend : de leur diamètre et de leur densité, des vents dominants au niveau du sol et en altitude, de la topographie, des précipitations, de la température et de l'humidité (Marcotte, 1994b). Par contre, aucun auteur ne mentionne de problèmes particuliers de pollution atmosphérique reliés aux mines ayant cessé l'exploitation de minerai.

3.6 La qualité du sol

Les rejets miniers accumulés au fil des ans constituent une forme de sol puisqu'ils possèdent la même origine que tous les types de sol, soit la roche-mère et ils peuvent donc servir de support à la végétation. Par contre, des conditions particulières de texture (grosesse des particules), de structure (arrangement des particules) et de porosité (espaces pouvant contenir l'air et l'eau) sont nécessaires à la constitution du sol, en plus d'une composition chimique donnée (éléments, pH, etc.). Le DMA modifie surtout ce dernier paramètre.

Le DMA peut engendrer des effets néfastes aux sols avoisinants le site ainsi qu'aux sols sur lesquels les résidus sont entreposés, et ce, en les rendant moins aptes au développement et au maintien de la végétation. La section 3.7.4 aborde les effets de la détérioration des sols sur la végétation. Comme le mentionne Marcotte (1994b), pour les mines métalliques, la pollution des sols provient surtout des parcs à résidus acidifiables. En fait, selon lui, les aires d'entreposage de déchets miniers représentent plus du tiers des sites dangereux répertoriés au Québec, principalement à cause de leur potentiel élevé de génération d'acide. Ces résidus miniers couvrent d'importantes superficies de sols et affectent les écosystèmes avoisinants (terrestres et aquatiques) ainsi que les organismes qui y vivent. Les métaux sont ici aussi problématiques et des critères furent établis dans la *Politique de réhabilitation des terrains contaminés* (MEF, 1994) afin de déterminer le degré de contamination des sols. Le tableau 3.5 les résume.

TABLEAU 3.5. : CRITÈRES INDICATIFS DE LA CONTAMINATION DES SOLS.

Normes (ppm)	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Zn
Classe A	2	1,5	15	75	50	0,2	2	50	50	100
Classe B	20	5	50	250	100	2	10	100	500	500
Classe C	40	20	300	800	500	10	40	500	5000	1500

modifié du MEF (1994, page 31)

CLASSES

- Valeur A : Bruit de fond : répond aux normes et critères de qualité.
- Plage A-B : Faiblement contaminés, ne répond pas aux normes et critères de qualité.
- Valeur B : Des analyses approfondies sont nécessaires.
- Plage B-C : Contamination et possibilité de restriction d'usages.
- Valeur C : Nécessité d'une action correctrice dans un bref délai.
- Plage C : Contamination sérieuse, tous les usages sont restreints.

3.7 Les impacts sur les composantes biologiques

La diminution du pH et la présence de métaux lourds en concentrations anormales peuvent amener des effets létaux ou sous-létaux chez les organismes qui entrent en contact avec les polluants. Certaines espèces supportent de faibles variations de leur milieu mais, au delà d'un seuil, leur survie est menacée. La toxicité des différents polluants envers les organismes vivants varie, entre autres, selon les espèces, le sexe, l'âge, etc. Parfois, le DMA, après avoir éliminé les espèces sensibles, permet à des organismes plus tolérants de s'établir (Paine, 1987). En général, le nombre d'espèces dans une communauté diminue avec l'augmentation de la toxicité du DMA. Par contre, la productivité d'ensemble d'un plan d'eau n'est pas diminuée, puisque les espèces tolérantes s'établissent : la vie continue, mais pas pour les espèces habituellement valorisées par l'homme (Marcotte, 1994b). La majorité des effets néfastes du DMA se fait sentir dans le milieu aqueux, ce sont donc les organismes qui dépendent de cette ressource qui sont les plus affectés. En fait, des recherches effectuées dans le nord de l'Ontario ont démontré que les changements biologiques commencent à une acidification faible, soit aux alentours d'un pH de 6,2. (Marcotte, 1994b). Le tableau 3.6 résume les critères de références pour la détermination de la contamination des organismes aquatiques.

TABLEAU 3.6 : CRITÈRES DE RÉFÉRENCES POUR LA DÉTERMINATION DE LA CONTAMINATION DES ORGANISMES AQUATIQUES POUR HUIT MÉTAUX LOURDS⁽¹⁾.

Organismes (mg/kg sec)	As ⁽²⁾	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Plantes aquatiques	3	0,20	20	30	— ⁽³⁾	25	0,25	150
Mollusques pélicépodes	0,30	0,30	2	3,0	0,15	0,50	1,25	40
Poissons benthivores	0,01	0,15	0,50	0,70	0,3	0,10	0,20	25
Poissons piscivores	0,01	0,15	0,50	0,70	0,5	0,10	0,20	40

modifié de Paul et al. (1985, page 13)

Notes : (1) Les auteurs ont utilisé la distribution de fréquence des concentrations de chaque métal (obtenues lors d'une campagne d'échantillonnage des rivières du Québec méridional) pour établir ces critères.

(2) D'après Marcotte, 1994b.

(3) Aucune donnée n'est disponible.

3.7.1 La faune aquatique

Il est difficile d'évaluer la toxicité du DMA pour les organismes aquatiques puisque celui-ci est composé d'un mélange chimique complexe et que la toxicité de beaucoup d'éléments augmente lorsque le pH de l'eau diminue (Paine, 1987). Par contre, certaines constatations d'ordre général peuvent être faites et Marcotte (1994b) en rapporte quelques-unes. Les bivalves ont une forte capacité à bioconcentrer les métaux présents dans l'eau. Dans les cours d'eau affectés par le DMA, on ne retrouve que des invertébrés pollutotolérants, tandis que les poissons sont généralement absents à des pH inférieurs à 4,2. En effet, un abaissement du pH modifie l'équilibre de l'écosystème et provoque un changement des espèces, une diminution de la diversité et une toxicité aiguë si la variation est brutale. De trop fortes concentrations de MES amènent l'envasement des frayères, modifient l'équilibre de l'écosystème, diminuent la diversité, induisent une production excessive de mucus et la formation de dépôts sur les branchies causant ainsi la suffocation des poissons. L'arsenic, le cadmium, le cuivre, le nickel, le plomb et le zinc sont bioaccumulables à divers degrés selon leur affinité pour certains organes et la toxicité chronique peut devenir aiguë à de fortes concentrations. Le fer modifie l'équilibre du milieu, colmate les branchies et provoque ainsi l'asphyxie des poissons. Le cadmium peut être accumulé par plusieurs organismes. La toxicité de l'aluminium envers les poissons dépend du pH de l'eau et serait maximale autour de pH 5 (Overrein et al. (1980) dans Goulet et al. (1982b)). Enfin, notons qu'en milieu aquatique, la forme non dissociée du cyanure (HCN) est plus toxique que l'ion cyanure libre (CN⁻) et que cette première forme prédomine largement à des pH de 7 ou moins (Goulet et al., 1982b).

Paul et al. (1985) énumèrent, pour leur part, quelques effets de la toxicité des métaux sur les organismes aquatiques. Les organismes benthiques et zooplanctoniques sont sensibles aux deux formes du chrome présentes dans l'eau (Cr⁺³ et Cr⁺⁶) tandis que les poissons semblent résister assez bien à ce métal. Dans les écosystèmes aquatiques, les concentrations de cuivre tendent à diminuer à mesure que l'on s'élève dans la chaîne alimentaire. La chair du poisson est l'endroit où se concentre le plus le mercure et la présence du cuivre peut augmenter considérablement les effets toxiques du mercure. Malgré l'accumulation démontrée chez plusieurs organismes aquatiques, il

ne semble pas y avoir de bioamplification importante du nickel le long de la chaîne alimentaire. Les organismes benthiques en contact avec les sédiments concentrent le plomb de façon appréciable. Finalement, les invertébrés aquatiques ne semblent pas accumuler beaucoup le zinc même dans des milieux où l'eau et les sédiments sont fortement contaminés. Par contre, les poissons d'eau douce l'accumulent.

3.7.2 La flore aquatique

À des pH situés entre 1 et 3, la chlorophylle est normalement dégradée, mais certaines espèces de plantes aquatiques réussissent à survivre (Chevalier, 1995). Pour ce qui est des métaux, Marcotte (1994b) cite une étude de l'Institut Nationale de Recherche Scientifique (I.N.R.S.) et conclut qu'il ne semble pas que les plantes aquatiques contribuent de façon significative à la bioamplification des métaux dans la chaîne alimentaire, mais que cette affirmation reste à vérifier dans des cours d'eau plus pollués (i.e. au voisinage des sites miniers).

D'autres constatations peuvent être faites sur la toxicité des métaux pour les plantes aquatiques (tiré de Paul et al. (1985) et de Chevalier (1995)). Ces plantes absorbent facilement le cadmium qui, par sa toxicité, peut causer des dommages importants. Elles peuvent extraire le nickel de l'eau et le concentrer fortement tandis que la croissance des algues est diminuée par la présence de ce métal. Pour ce qui est du zinc, un léger excès provoque une détérioration de l'appareil chlorophyllien. Enfin, l'accumulation du plomb par ces végétaux provoque des désordres au niveau de la photosynthèse et de la croissance.

3.7.3 La faune terrestre

Une étude du Bureau d'Études des Substances Toxiques (B.E.S.T.) effectuée en 1979 sur les gélinottes et les lièvres de la région de Rouyn est citée par Marcotte (1994b) : les teneurs en cadmium et plomb retrouvées dans ces animaux sont environ 10 fois plus élevées que celles retrouvées dans les boeufs mis en marché, mais leur consommation (mise à part du foie) ne représente pas un danger pour la santé publique. De plus, les auteurs de l'étude notent des concentrations croissantes de métaux lourds dans les lièvres (et non dans les gélinottes) selon la

proximité de leurs territoires par rapport aux sites d'exploitation minière. La santé des animaux eux-mêmes risquerait probablement plus d'être affectée par les métaux non essentiels (arsenic, mercure, cadmium, plomb) que par les métaux essentiels (cuivre et zinc). Pour ce qui est des oiseaux, il semblerait que les concentrations de plomb, de cadmium et de zinc observées dans les muscles de sauvagines ne représentent aucun problème tant pour la consommation humaine que pour la santé des animaux.

Le ministère des Loisirs de la Chasse et de la Pêche du Québec (MLCP), en collaboration avec d'autres ministères et organismes effectuait, en 1986, une recherche sur la présence de cadmium dans le foie et les reins des orignaux (*Alces alces*) et des cerfs de virginie (*Odocoileus virginianus*) du Québec (Crête et al., 1986). Ces deux organes furent choisis puisqu'ils sont les sites d'accumulation préférentiel du cadmium. Chez les orignaux, les teneurs les plus élevées se situaient en Abitibi, mais les cerfs de cette région se classaient dans la moyenne québécoise. Ces concentrations élevées ont tout lieu, selon les auteurs de l'étude, d'être associées aux rejets de transformation du cuivre qui sont très importants dans cette région. Puisque le cadmium retrouvé provient surtout de l'alimentation, c'est donc la différence de régime alimentaire entre le cerf et l'orignal qui explique les écarts de concentrations chez ces deux végétariens. De plus, les variations régionales de présence de cadmium dans les tissus des cervidés sont le reflet des variations régionales de contamination des végétaux (Crête et al., 1986). Ces fortes teneurs ne sont toutefois pas suffisantes pour amener des conséquences néfastes à la santé des animaux ou entraver la reproduction, mais la vigilance est de mise pour ce qui est de la consommation de leurs abats par les humains. Ainsi, des recommandations de non-consommation de ces parties furent faites à la grandeur du Québec suite à la parution du rapport.

Finalement, le Service Canadien de la Faune, sous la direction de madame Louise Champoux (1995), effectue, de 1994 à 1997, une étude en Abitibi sur la contamination de la faune par l'arsenic, le cadmium, le cuivre et le zinc en relation avec les niveaux d'effets toxicologiques connus. L'hypothèse de départ stipule que les espèces situées au sommet de la chaîne alimentaire et vivant à proximité des parcs à résidus miniers sont contaminées et présentent des signes d'affaiblissement de leur état de santé au niveau biochimique; de plus, l'intégrité de l'écosystème (composition, structure, fonctionnement) pourrait être affectée.

3.7.4 La flore terrestre

Le DMA affecte la flore terrestre par son acidité et par la libération de métaux lourds. Tout d'abord, lorsque le milieu est humide, l'anhydride sulfureux (SO_2) se transforme en acide sulfurique (H_2SO_4) et ce dernier oxyde et décompose l'horizon humique du sol, ce qui peut affecter la végétation et même amener sa disparition (Marcotte, 1994b). Par la suite, puisque les sols demeureront acides, la reforestation ne pourra se faire que par des espèces tolérantes (l'épinette noire, par exemple) plutôt que par les espèces présentes au départ (peuplier baumier, thuya, bouleau jaune, etc.). Un excès d'ions métalliques dans le sol affecte des fonctions physiologiquement importantes pour la plante (Brazeau, 1994). Également, des concentrations élevées de zinc, de plomb et de cadmium causent un déséquilibre des nutriments dans les différentes parties de la plante et affectent négativement la synthèse et le fonctionnement de composés tels que les enzymes, les vitamines et les hormones (Chernykh (1991) dans Brazeau (1994)).

Le cadmium est l'un des métaux lourds les plus toxiques pour la végétation, il est facilement absorbé par les plantes terrestres et peut causer des dommages considérables (Paul et al., 1985). Par contre, comme le rapportent Crête et al. (1986), la capacité de concentrer le cadmium varie d'une espèce végétale à l'autre et même d'une partie de plante à l'autre. Lorsqu'il est présent dans l'atmosphère, le cadmium peut se déposer directement sur le sol ou sur les plantes ou être assimilé dans les tissus par les racines ou les feuilles. Son absorption est surtout fonction des caractéristiques chimiques du sol, de la spéciation du cadmium et de l'espèce végétale (Crête et al., 1986). Ce sont les organismes (insectes, animaux, humains) se nourrissant de ces plantes qui risquent le plus d'être affectés par la toxicité du cadmium.

3.8 **Les impacts sur la santé humaine**

Le DMA peut affecter l'être humain, et ce, principalement par la libération de métaux lourds dans l'eau de consommation ou par l'accumulation de ceux-ci dans les animaux et végétaux entrant dans son alimentation. Paul et al. (1985) présentent quelques constatations sur la toxicité de certains métaux lourds pour l'humain. Le cadmium représente un danger pour l'homme

puisque'il est un poison cumulatif difficilement éliminable. Par contre, la toxicité du cuivre, du nickel et du zinc est moindre puisqu'ils sont des métaux essentiels. L'homme supporte généralement assez bien les composés du chrome. Le cuivre ne semble pas se cumuler dans l'organisme et l'humain possède des mécanismes d'autorégulation du zinc. Finalement, notons que l'arsenic a un effet cumulatif dans le corps humain et que sa vitesse de disparition très lente peut conduire à des conséquences graves (Goulet et al., 1982b).

3.9 Les solutions actuelles aux DMA

La nature possède un certain pouvoir tampon sur le DMA : elle peut agir par neutralisation, dilution et par l'action de certaines bactéries. Bien des roches contiennent des minéraux qui consomment l'acidité produite par l'altération des sulfures (Groupe de travail..., 1990). Principalement, il s'agit des carbonates de calcium (calcite), de fer et de magnésium et d'hydroxydes de fer et d'aluminium. Ils neutralisent l'acide, empêchant une baisse du pH et le développement des bactéries acidifiantes (Chevalier, 1995). Par contre, lors de la neutralisation du drainage ayant un faible pH, la précipitation de nombreux métaux solubles peut se produire (Groupe de travail..., 1990). Certaines espèces biologiques, en concentrant les métaux, améliorent la qualité du drainage.

Toutefois, ce processus naturel est limité et l'action humaine est souvent nécessaire. Les principales stratégies de lutte contre le DMA ont pour objectifs principaux de réduire l'infiltration d'eau et de contrôler la circulation d'oxygène dans les rejets miniers (AMQ, s.d.). De plus, le pH des effluents miniers est habituellement rehaussé par l'ajout de chaux qui provoque aussi la précipitation des métaux.

Le programme de recherche sur la neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier (NEDEM) subventionne plusieurs projets visant le développement d'outils, de moyens et de technologies permettant de réduire le DMA. Parmi ceux-ci, on retrouve quelques initiatives utilisant la biomasse comme méthode de prévision et de contrôle du DMA. Entre autres, la conception d'une barrière humide à l'aide de résidus forestiers et de boues d'usine

d'épuration fut testée de 1992 à 1995 au parc à résidus miniers d'East-Sullivan, près de Val d'Or (Bienvenu, 1995). Les résultats démontrèrent qu'à partir d'une profondeur d'environ 50 cm, sous la surface des copeaux, le pourcentage d'oxygène disponible pour entretenir l'oxydation des sulfures sous-jacents est de moins de 5%, qu'une épaisseur d'un mètre de résidus organiques est suffisante pour que l'oxygène n'atteigne les résidus miniers (l'oxygène ayant été consommé par l'oxydation de la matière organique). De plus, les chercheurs constatèrent que les contenus en CO_2 et CH_4 augmentent et atteignent respectivement 20% et 10% (résultat des processus d'oxydation et de la méthanogénèse des composés organiques).

4.0 DESCRIPTION DU SITE MINIER D'EUSTIS

Le site minier d'Eustis se situe à flanc de montagne, en Estrie, à environ 10 km au sud de Sherbrooke. La majeure partie du site se localise dans la municipalité du canton d'Ascot (entre Lennoxville et North Hatley), mais sa section inférieure, près de la rivière Massawippi, chevauche les cantons d'Ascot et de Compton. Tout près d'Eustis, on retrouve les anciennes mines Albert et Capel qui formaient (avec Eustis), à une certaine époque, un important complexe minier. L'annexe 1 présente une carte localisant la région.

Ce chapitre traite du site d'étude, de son histoire, de ses caractéristiques physiques et finalement de sa classification parmi les lieux d'élimination de déchets dangereux québécois et les autres parcs à résidus miniers de la province.

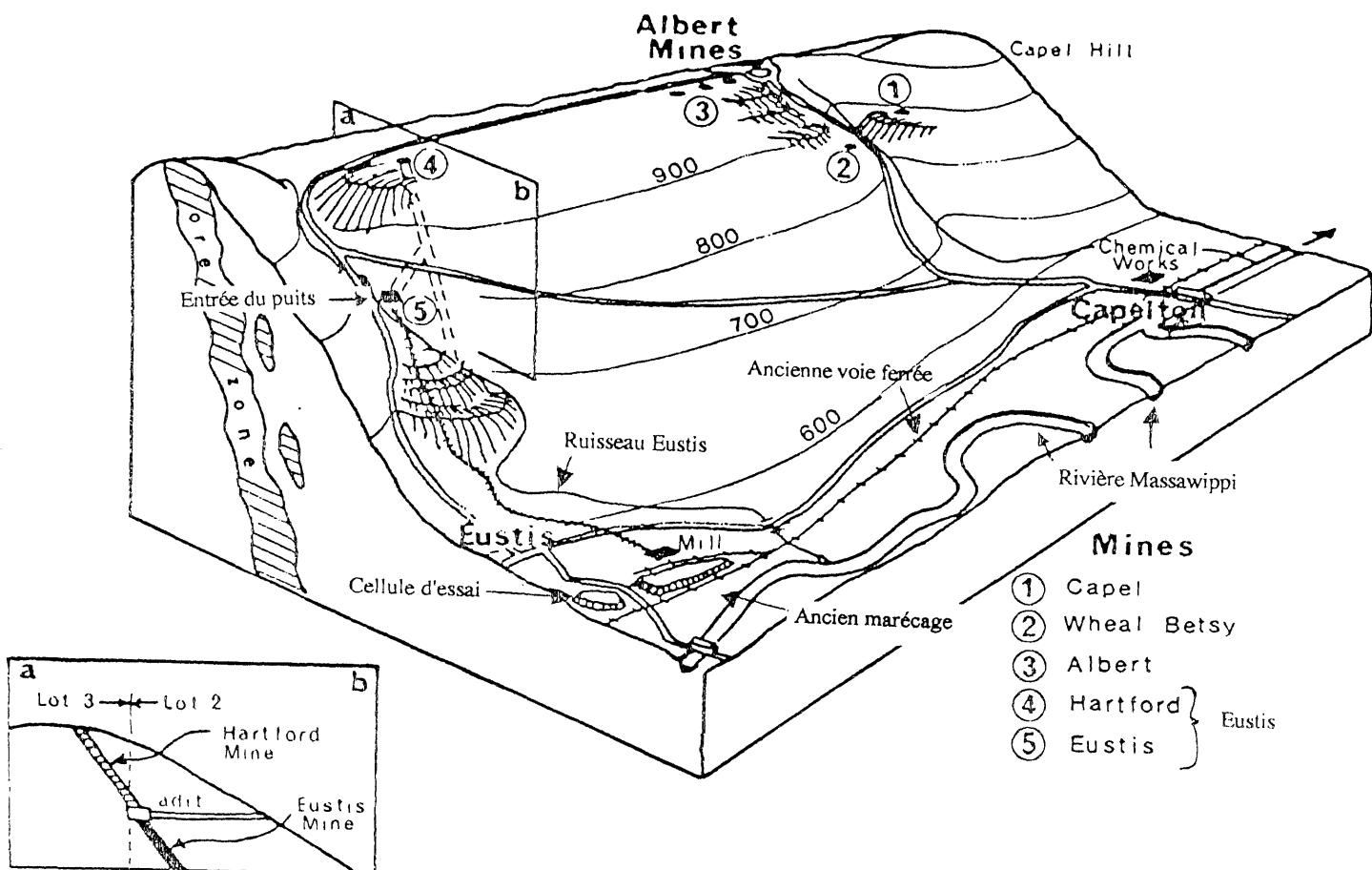
4.1 Le site d'étude

Les stériles et les résidus de traitement sont sans contredit les éléments les plus saisissants du décor. Ils sont bordés au sud par la rivière Massawippi tandis que le ruisseau Eustis les longe à l'est dans sa section inférieure et s'enfonce parmi les rejets miniers dans sa section supérieure. L'ancienne voie ferrée, aujourd'hui devenue piste cyclable, traverse les résidus près de la rivière et passe le long des fondations des derniers bâtiments miniers. Pour ce qui est du puits de la mine, il se trouvait dans la partie supérieure de la pente. La figure 4.1 illustre la position de tous ces éléments et situe la cellule d'essai.

4.2 Historique

Au milieu du XIX^e siècle, plusieurs gisements de cuivre et de pyrite avaient été identifiés en Estrie par les géologues de la Commission géologique du Canada et par des prospecteurs miniers indépendants (Marquis, s.d.). De nombreux facteurs ont rendu possible l'exploitation de ces gisements mais, de l'avis de plusieurs auteurs, un des éléments déterminants est sans doute la guerre civile américaine (1860 à 1865). En effet, la production de cuivre américaine était insuffisante pour répondre à la demande de ce minéral important pour la fabrication d'armes, ce

FIGURE 4.1 : EMLACEMENT DES DIVERSES COMPOSANTES DU SITE D'ÉTUDE
(modifiée de Ross (1980), page 21)



qui a amené les Américains à se tourner vers le Canada. De plus, la construction du chemin de fer de la vallée de la rivière Massawippi en 1870 et la disponibilité de technologies d'excavation et d'exploitation contribuèrent grandement au développement des mines de cuivre estriennes (Ross, 1980). Les gisements du canton d'Ascot, plus particulièrement les mines Capel, Albert et Eustis se démarquèrent rapidement des autres exploitations pour devenir à la fin du XIX^e siècle un des complexes miniers les plus importants du Canada (Ross, 1980). De fait, la qualité des gisements et la production, dès 1887, à Capelton de produits chimiques dérivés du cuivre (acide sulfurique, acide nitrique, engrais chimique et poudre explosive) permirent à ces mines de survivre (Bernard et al., 1993).

La mine d'Eustis fut en opération de 1865 à 1939. D'abord connue sous le nom de *Lower Canada mine*, elle deviendra la *Eustis mining Co.* en 1888 et, plus tard, la *Consolidated Copper and Sulphur Compagny*. Le cuivre était extrait sous terre, amené à l'usine de transformation par petits wagons (Jusqu'en 1880, la compagnie utilisait le moulin de Capelton et, ensuite, la *Eustis mining Co.* construisit son propre moulin près de la rivière Massawippi.), trié à la main, concassé, concentré, séché, entreposé et expédié par chemin de fer (Ross, 1980).

4.2.1 La pollution atmosphérique

Les procédés de concentration du cuivre n'étaient pas des plus propres. Le grillage en plein air des pyrites cuprifères (utilisé jusqu'à la construction de l'usine chimique de Capelton) produisait du bioxyde de soufre ainsi que d'autres gaz qui amenèrent les plaintes des résidents des alentours. En effet, Ross (1980) rapporte que ces gaz affectaient les cultures et la végétation naturelle à un point tel que le grillage n'était pas recommandé près des forêts de grandes valeurs et des terres en culture. Le témoignage suivant est particulièrement éloquent :

«The author has seen a passing cloud, while floating over a dozen active roast piles, absorb the sulphurous smoke as rapidly as it arose, and, after, being wafted to a distance of some eight miles by a gentle breeze, fall upon a field of young Indian corn, withering and curling up every green leaf in the whole tract of many acres in less than an hour. »

(d'après Peters (1892) dans Ross (1980, page 68))

L'usine de concentration de la mine d'Eustis fut finalement abandonnée suite aux protestations des habitants (Marquis, s.d.).

L'extraction du minerai par fusion (*smelting*) constituait également une source de pollution atmosphérique. Dès 1880, ce type d'équipement fut construit à Eustis, ce qui amena rapidement de nombreuses plaintes des agriculteurs de la région sans qu'aucune action (du moins, aucune ne fut répertoriée) ne soit entreprise (Ross, 1980). Le tableau suivant démontre bien le type de dommages imputés à la pollution atmosphérique provenant de la transformation du minerai de cuivre.

TABLEAU 4.1 : LES EFFETS DE LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE EN 1876
D'APRÈS LES PÉTITIONS DES RÉSIDENTS DE LA RÉGION DE
CAPELTON.

TYPE D'EFFET	DESCRIPTION
Visibilité	Fumée dense qui stagne par temps calme et brumeux.
Équipement et matériel	La fumée dissout le linge, fait rouiller le métal et la coutellerie.
Végétation	La fumée brûle le foin, endommage ou détruit les arbres.
Animaux	Le bétail tousse et a le nez qui coule.
Cultures	Les récoltes sont endommagées ou détruites.
Santé	La fumée provoque une toux sèche et des douleurs à la poitrine.

modifié de Ross (1980, page 75)

4.2.2 La pollution de l'eau

L'eau occupait une place importante dans l'exploitation des gisements miniers. Elle était utilisée lors des forages, du procédé de séparation du cuivre et pour le transport des résidus (Ross, 1980). Ainsi, l'eau du ruisseau Eustis fut grandement utilisée et, au cours des années, elle reçut une grande variété de polluants dissous ou en suspension (Ross, 1980). L'ajout en 1915 de cellules de flottation pour la production du concentré de cuivre fit augmenter la quantité de résidus miniers fins. Ceux-ci étaient déposés près et même directement dans la rivière Massawippi, ce qui augmenta le volume de matières en suspension dans la rivière. La qualité de l'eau s'en trouva

fortement détériorée, du moins suffisamment pour que la population note la disparition de poissons, l'odeur désagréable de l'eau et la destruction de la végétation le long des rives (Chidemi (1972) dans Ross (1980). Suite à de nombreuses plaintes, la compagnie prit des mesures pour contenir les résidus, mais c'est seulement au milieu des années 1940 que la rivière Massawippi put retrouver une partie de son aspect d'origine.

4.2.3 La déforestation

L'impact environnemental le plus évident fut la coupe forestière intensive qui dénuda les collines avoisinantes de la mine (Marquis, s.d.). À cette époque, le bois constituait une importante source d'énergie et un bon matériau de construction à la surface comme sous terre (Ross, 1980). Les ressources locales en bois étaient insuffisantes à la demande des mines et de l'industrie chimique de la région, de sorte que la compagnie dut faire venir le bois d'aussi loin que la Colombie-Britannique (Ross, 1980). Suite à la cessation des opérations, la végétation a pu reprendre le dessus, sauf aux endroits où la production minière avait laissé ses résidus.

4.2.4 Les résidus miniers

À la surface, la principale expression de l'activité minière souterraine à Eustis est constituée de dépôts de résidus miniers. Près du site de transformation, une grande superficie est occupée uniquement par des rejets miniers et le paysage est dominé par un remarquable amas de résidus jaune créé durant la dernière décennie d'opération (Ross, 1980). Cet auteur note également que les premiers dépôts furent effectués dans un marécage situé dans un coude de la rivière Massawippi : on y remarque un étendu plat de matériel gris et fin. La figure 4.1 localise la position probable du marécage et la figure 4.3 démontre bien l'étalement des résidus qui le comblèrent.

4.2.5 La fermeture de la mine d'Eustis

Dans ses dernières années d'opération, la mine d'Eustis exploita, en plus du cuivre, la pyrite. Les raisons qui amenèrent sa fermeture en 1939 sont d'ordre économique : plus une mine

est profonde, plus les coûts d'exploitation sont élevés. En effet, la température augmente avec la profondeur, ce qui diminue la productivité des travailleurs et requiert plus de ventilation (Ross, 1980). De plus, le marché de la pyrite était déprimé, l'atteinte de la limite du lot exigeait l'achat d'un nouveau lot, les tarifs ferroviaires avaient augmenté ainsi que les coûts de la main d'oeuvre (Marquis, s.d.).

La mine d'Eustis fut la dernière à cesser ses activités après les mines Albert et Capel. De 1865 à 1939, la mine d'Eustis aurait produit 1 610 800 tonnes à une teneur de 2,7% en cuivre et 1,4 million de tonnes de pyrite (40% de soufre) furent extraites. En 1971, les réserves furent évaluées à 90 700 tonnes à une teneur de 1% en cuivre (Bernard et al., 1993). La profondeur du puits principal à la fermeture était de plus de 2 250 m (avec une inclinaison de 45°), ce qui en faisait la mine la plus profonde au monde de ce temps. On estime qu'un maximum de 350 personnes purent travailler à une même époque pour la compagnie (Ross, 1980).

4.3 Les caractéristiques physiques du site

4.3.1 Topographie et géologie

La mine d'Eustis se situe sur le côté abrupt d'un étroit plateau nommé Chaîne (ou Formation) d'Ascot, orienté au nord-est et élevé d'environ 162,40 mètres au dessus des vallées (Douglas, 1937). Cette chaîne est incluse dans les monts Stoke qui, eux, font partie des Appalaches. En fait, la chaîne des monts Stoke est essentiellement représentée par la Formation d'Ascot qui contient les plus vieilles unités géologiques de la région (Tremblay, 1987). Cette formation est particulièrement riche en sulfure massif : c'est dans la lave de cette unité que se trouvaient de nombreux gîtes de cuivre, de plomb, de zinc, d'or et d'argent exploités dans la région de Sherbrooke de 1860 à 1958 (Dubois et al., 1989).

En 1937, G.V. Douglas fut chargé par le Service des Mines du Québec d'étudier la géologie de la région de la mine d'Eustis qu'il qualifia lui-même de «remarquablement complexe». Selon lui, les amas de minerai d'Eustis se présentent sous une forme sigmoïde et sont associés à de la «roche verte» qui est faite de roches ignées et de roches sédimentaires plus ou moins

carbonatées. Le minerai est composé de pyrite associée à des quantités variables de chalcoppyrite renfermant de très faibles teneurs d'or et d'argent. Il note également que les teneurs en minerai les plus fréquemment rencontrées sont de 3% de cuivre et 40% de soufre. Finalement, des moraines glaciales et du matériel fluvioglacial sont déposés en épaisses couches tout au long du paysage (Boyden Hoag, 1975).

4.3.2 Hydrographie

Toutes les eaux du site se retrouvent ultimement dans la rivière Massawippi qui prend sa source dans le lac du même nom et se termine dans la rivière St-François à Lennoxville. Le débit annuel moyen de la rivière Massawippi en amont du site d'Eustis est de 9,78 m³/s avec un maximum de 94,3 m³/s en avril et un minimum de 0,40 m³/s en juin (Bernier et al. 1989). Pour sa part, le ruisseau Eustis, puisqu'il origine du haut de la pente (à 1,3 km au nord de la rivière) et qu'il passe directement au niveau du site, draine une bonne partie des eaux de ruissellement des rejets miniers et les apporte à la rivière Massawippi. Notons qu'à cause de la forte pente, les eaux de drainage s'infiltrant très peu et coulent principalement vers le ruisseau (MENVIQ, 1991). De plus, de nombreuses rigoles se forment un peu partout sur le site amenant ainsi les eaux acides et leur contenu en métaux lourds et MES vers la rivière Massawippi.

4.3.3 Climatologie

La détermination du climat (températures, précipitations, vents) propre à une région est importante puisque, dans le cas des résidus miniers, il affectera l'érosion mais également l'établissement d'une végétation naturelle ou planifiée (programme de revégétation). En fait, dans ce dernier cas, une bonne connaissance du macro-climat (régional) et du micro-climat (spécifique au site) permettra de faire un choix judicieux des espèces à utiliser et de l'horaire des ensemencements (Brazeau, 1994).

Sans l'aide d'une station météorologique sur place, il est difficile d'établir avec exactitude le climat d'un secteur spécifique. Par contre, le territoire québécois compte un grand nombre de ces stations, servant de points de repère pour de grandes régions. Les données recueillies pour les

Cantons de l'Est et, lorsque possible, pour la station de Lennoxville (qui est la plus près du site d'Eustis), serviront à déterminer la climatologie du territoire étudié. Boivert (dans Dubois et al., 1989) dresse le portrait du climat des Cantons de l'Est à partir de données cumulées entre les années 1951 et 1980. Les constatations générales qui en ressortent sont résumées dans le tableau 4.2, mais notons que le relief est le facteur principal qui influence le climat car, dans la région, il faut opposer la plaine du St-Laurent au plateau appalachien : à mesure que l'on s'élève en altitude, les températures s'abaissent et les précipitations s'accroissent. Soulignons enfin que le climat tempéré continental humide et les variations générales qui affectent le secteur d'étude ont amené l'établissement d'une végétation propre à ce territoire. La section 6.1 décrit cette végétation.

TABLEAU 4.2 CLIMATOLOGIE DE LA RÉGION D'ÉTUDE.

ÉLÉMENTS	DESCRIPTION
Circulation des systèmes météorologiques ainsi que des masses d'air	D'ouest en est.
Les vents dominants (fréquence de 50%)	Sud-ouest, ouest et nord-ouest.
Les vitesses moyenne annuelle des vents	10 km/h avec des vitesses plus fortes en hiver et plus faibles en été.
Températures moyennes de juillet	18 à 20°C
Températures moyennes de janvier	-11 à -12°C
Précipitations moyennes annuelles de pluie	1050 à 1150 mm
Précipitations moyennes annuelles de neige	250 à 300 cm

compilation d'après Boivert dans Dubois et al. (1989)

4.3.4 Aspect visuel général du site

Les activités minières qui se déroulèrent de 1865 à 1939 sur le site d'Eustis ont évidemment laissé des traces visuelles. De grandes quantités de rejets miniers (morts-terrains, stériles et résidus de traitement) jonchent le sol, mais elles ne représentent pas tout le matériel laissé lors de l'exploitation. En effet, d'après plusieurs auteurs, une certaine quantité fut utilisée comme matériel de remplissage sous terre afin de prévenir les mouvements de terrains ainsi que pour diminuer les problèmes causés par leur présence en surface. Selon le MENVIQ (1991), les rejets du site d'Eustis couvrent une surface de 2,5 hectares (Ha), mais ce chiffre n'inclut pas les

haldes à stériles. Marcotte (1994a) a effectué l'inventaire complet des superficies de terrain couvertes par les rejets de l'activité minière. Par contre, il ne distingue pas les types de rejets en cause. Au total, le site d'Eustis possède 13 Ha d'aires d'entreposage dont 11 Ha de parcs et 2 Ha de haldes. Le tableau 4.3 le compare avec les sites Albert et Capel.

TABLEAU 4.3 : SUPERFICIES DES PARCS À REJETS MINIERS EUSTIS, ALBERT ET CAPEL.

NOM DU SITE	Superficie occupée par les rejets ⁽¹⁾ (Ha)	Superficie totale occupée par les aires d'entreposage ⁽²⁾ (Ha)
EUSTIS	2,5	13
ALBERT	4,6	6
CAPEL	0,9	2
Total pour le complexe minier	8	21

Notes : (1) D'après le MENVIQ (1991) et excluant les haldes à stériles.

(2) D'après Marcotte (1994a).

La distinction des types de matériaux résiduels se fait aisément. Les haldes de rejets fins (facilement lessivables), jaunâtres, situées près des restes des bâtiments miniers constituent les résidus de traitement (figure 4.2). Les stériles et les morts-terrains sont, pour leur part, déposés au hasard sur le site. Plus près de la rivière Massawippi, d'autres résidus de traitement, aplanis, d'une couleur variant du jaune au bleu (FeO soluble) en passant par le brun (Fe₂O₃ insoluble) s'étendent jusque dans les eaux (figure 4.3).

4.4 Classification du site d'Eustis

Dans son *Inventaire des lieux d'élimination de déchets dangereux au Québec*, le MENVIQ (1991) répertorie 346 lieux dont 14 en Estrie. Notons qu'uniquement une fraction de ces lieux est représentée par des parcs à résidus miniers. Le tableau 4.4 résume la classification provinciale et régionale. L'annexe 2 décrit la méthodologie employée pour cette étude et donne aussi l'inventaire détaillé des lieux d'élimination de déchets dangereux du Québec ainsi que la définition des catégories. Selon le MENVIQ (1991), le site d'Eustis se classe dans la catégorie II, c'est-à-dire parmi les lieux présentant actuellement un potentiel de risque moyen pour

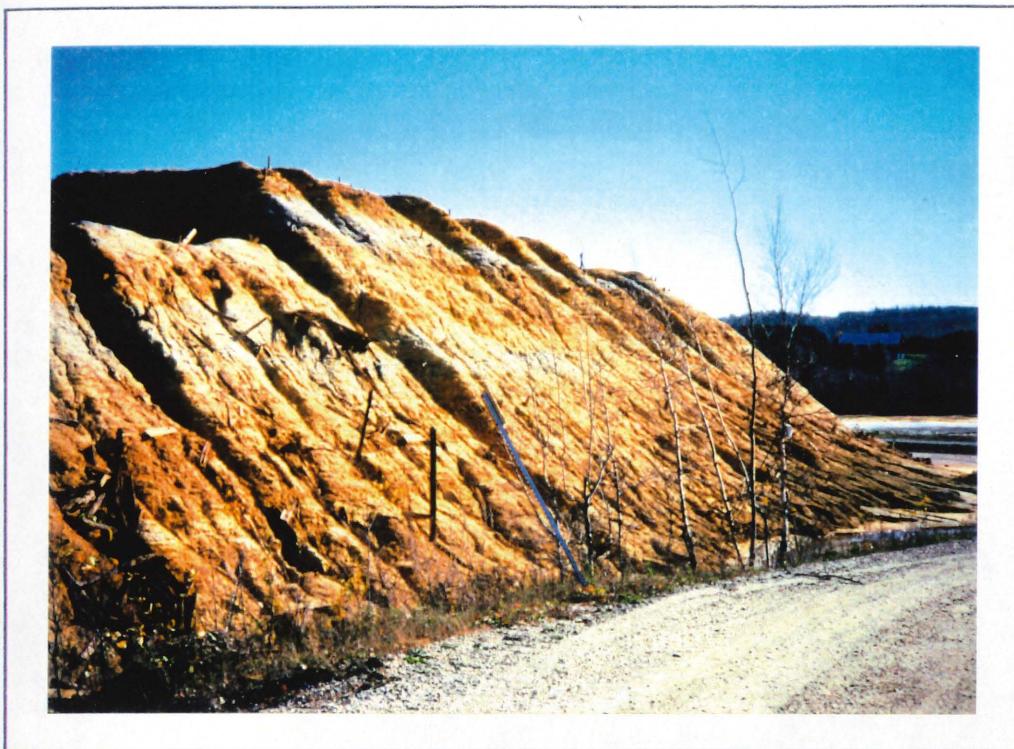


FIGURE 4.2 : HALDE DE RÉSIDUS DE TRAITEMENT PRÈS DE LA PISTE CYCLABLE. (octobre 1995)



FIGURE 4.3 : RÉSIDUS DE TRAITEMENT APLANIS S'ÉTENDANT DE LA PISTE CYCLABLE JUSQU'À LA RIVIÈRE MASSAWIPPI. (octobre 1995)

l'environnement et/ou un faible potentiel de risque pour la santé publique. Par contre, selon des informations obtenues de M. Robert Trudel du MEF (Estrée), l'étude ne fut que préliminaire et il estime qu'une évaluation plus poussée aurait classé le site d'Eustis dans la catégorie I, c'est-à-dire, parmi les lieux présentant actuellement un potentiel de risque pour la santé publique et/ou un potentiel de risque élevé pour l'environnement. En effet, cette étude qui fut menée en 1984 par le Groupe d'étude et de restauration des lieux d'élimination des déchets dangereux (Gerled) conclut que l'environnement du site possède un risque élevé de contamination, mais que les impacts sur la santé publique sont faibles puisque l'eau souterraine des puits environnants n'est pas contaminée et qu'aucune municipalité ne puise son eau potable dans le secteur. Selon M. Trudel, le fait que la région soit de plus en plus touristique ne fut pas pris en considération : les impacts sur la santé de ces visiteurs qui sillonnent l'endroit devraient être étudiés.

TABLEAU 4.4 : INVENTAIRE DES LIEUX D'ÉLIMINATION DES DÉCHETS DANGEREUX AU 1^{ER} AVRIL 1991 SELON LES CATÉGORIES.

	Nombre de lieux inscrits	Catégories				Nombre de lieux déclassés après intervention
		I	II	III	IIIR	
Totaux pour le Québec	346	72	99	166	4	5
Estrée	14	3	6	5	0	0

modifié du MENVIQ (1991, page 7)

Pour sa part, Marcotte (1994a) a mis au point un système de classification des parcs à rejets miniers et haldes à stériles nommé CONTAMINE et s'en est servi pour inventorier les sites miniers québécois, qu'ils soient actifs ou inactifs ou qu'ils soient générateurs d'effluents acides, neutres ou basiques. Le système est conçu en fonction de la problématique environnementale et permet d'analyser scientifiquement le besoin d'intervention. L'annexe 3 contient la description des classes, la méthodologie utilisée, les tableaux classant les 137 sites analysés et les feuilles de pointage servant à la notation. De plus, le tableau 4.5 donne des exemples de sites inactifs et générateurs d'effluents acides avec leur classification par le système CONTAMINE. Marcotte (1994a) accorde au site d'Eustis la note de 44 (sur un maximum de 100), c'est-à-dire qu'il le place dans la classe 2 (intermédiaire). Cela signifie que les renseignements disponibles indiquent un

potentiel plus ou moins élevé d'effets néfastes hors du lieu bien que le risque pour la santé et l'environnement ne soit généralement pas imminent. Selon lui, il n'existe probablement pas d'indication d'une contamination hors du lieu; cependant les possibilités que cela se produise existent et, par conséquent, une intervention est probablement nécessaire.

TABLEAU 4.5 : CLASSIFICATION D'ANCIENS SITES MINIERS GÉNÉRATEURS D'EFFLUENTS ACIDES SELON LE SYSTÈME CONTAMINE.

		EXEMPLES		
CLASSES	Nombre de sites au Québec	Nom du site	Région	Substances extraites
1	6	- Aldermac - Normetal - Poirier	- Rouyn - Rouyn - Rouyn	- Cu - Cu et Zn - Cu et Zn
2	43	- Eustis - Coniagas - Mobrun	- Estrie - Chibougameau - Rouyn	- Cu - Zn - Cu et Zn
3	88	- Albert - Capel - Weedon	- Estrie - Estrie - Estrie	- Cu et Py - Cu - Cu et Zn

modifié de Marcotte (1994a, pages 38 à 41)

5.0 LES IMPACTS DU SITE MINIER D'EUSTIS SUR LE MILIEU

Depuis la fermeture de la mine d'Eustis, quelques études furent menées afin de déterminer les impacts de ce site abandonné sur le milieu. Le présent chapitre expose les résultats de ces travaux ainsi que les données obtenues du réseau de surveillance des substances toxiques du Québec (Goulet et al. (1982a) et Paul et al. (1985)) qui, pour sa part, s'est plutôt attardé à l'état général de la rivière Massawippi. Aussi, les données du suivi environnemental des eaux de ruissellement et des eaux souterraines effectué par Ferti-val sur le cellule de démonstration sont exposées. La qualité de l'eau de surface, des sédiments, de l'eau souterraine, des sols et de l'air est analysée dans le présent chapitre.

La comparaison des résultats provenant de diverses études doit se faire de manière critique puisque différents facteurs, variant d'une recherche à l'autre, peuvent influencer les conclusions. En effet, le moment de la prise des échantillons est important puisque, selon la saison, de nombreux paramètres (comme le débit de l'eau, les activités humaines avoisinantes, etc.) peuvent varier et ainsi modifier les résultats. Le lieu de prélèvement a aussi son importance, car même si plusieurs résultats sont réunis sous le même libellé (comme par exemple, «en aval du site») cela ne signifie pas que les échantillons furent prélevés aux mêmes endroits. Les méthodes analytiques et les protocoles d'échantillonnage ont évolué au cours des années, ce qui risque d'influer sur certains résultats. Mentionnons également qu'il arrive parfois que la limite de détection des instruments d'analyse utilisés soit supérieure aux critères de qualité et qu'il soit ainsi difficile d'évaluer le degré de contamination. De plus, les sources bibliographiques peuvent également être critiquées. En effet, l'équipe de Bernier (1989) a effectué ses prélèvements dans le cadre d'un cours au baccalauréat en biologie et la faible expérience des étudiants en ce genre de travail a pu amener des erreurs expérimentales et analytiques. Le réseau de surveillance des substances toxiques du Québec (Goulet et al. (1982a) et Paul et al. (1985)) a, pour sa part, effectué les échantillonnages dans le but de suivre la qualité des cours d'eau du Québec. Leur protocole d'échantillonnage ne fut donc pas établi afin de déterminer avec exactitude les impacts des rejets miniers sur l'environnement. Finalement, les résultats obtenus par Ferti-val et par le Groupe SM proviennent de prélèvements sommaires et ne représentent donc pas un suivi environnemental

complet. Il est ainsi difficile d'établir une comparaison de la contamination «avant» et «après» les travaux de restauration.

5.1 Qualité de l'eau de surface et des sédiments

Les eaux de surface comprennent les eaux de ruissellement, le ruisseau Eustis et la rivière Massawippi. Ces deux cours d'eau possèdent des sédiments dans lesquels se concentrent les contaminants. Tous ces milieux aquatiques sont touchés par le DMA et les sections suivantes exposent l'envergure du problème.

5.1.1 Les eaux de ruissellement

De nombreuses rigoles amènent l'eau du site minier d'Eustis vers la rivière Massawippi et vers le ruisseau Eustis, variant de parcours au gré des conditions terrestres et climatiques. Bernier et son équipe (1989) analysèrent le pH de quelques-unes de ces rigoles qui se dirigeaient vers la rivière Massawippi. Leurs échantillonnages se limitèrent à la région comprise entre la piste cyclable, la rivière et les boisés est et ouest (voir figure 5.1). Comme le démontre le tableau 5.1, les résultats varient de pH 2,5 à pH 5,5. De plus, une tendance est à noter : plus l'eau se rapproche de la rivière, moins elle est acide. Les pH mesurés aux abords du boisé ouest présentent une acidité moins faible, c'est-à-dire variant de 3,1 à 5,5. Ceci pourrait s'expliquer par la présence d'un sol organique et d'une végétation agissant comme tampon sur cette eau.

Lors des analyses effectuées par le MEF (Trudel, 1995) dans le secteur des travaux de restauration effectués par Ferti-val, les échantillons furent toujours prélevés aux mêmes endroits. Les premiers, à l'ouest de la cellule d'essai, à la limite des travaux (point i sur la figure 5.2) et les seconds, sous la piste cyclable, à l'embouchure d'un tuyau d'évacuation d'eau drainant un fossé (point ii sur la figure 5.2). Dans le premier cas, on note des pH très acides, des concentrations de métaux très élevées par rapport à celles établies à la section 3.3 (particulièrement pour ce qui est du cuivre et du fer) ainsi que des teneurs en sulfate et des conductivités très importantes. Pour ce qui est des analyses effectuées sur l'eau récoltée sous la piste cyclable, on remarque que les valeurs de tous les paramètres sont moins élevées. Par contre, cette eau n'en demeure pas moins contaminée puisque encore ici, les critères sont souvent dépassés.

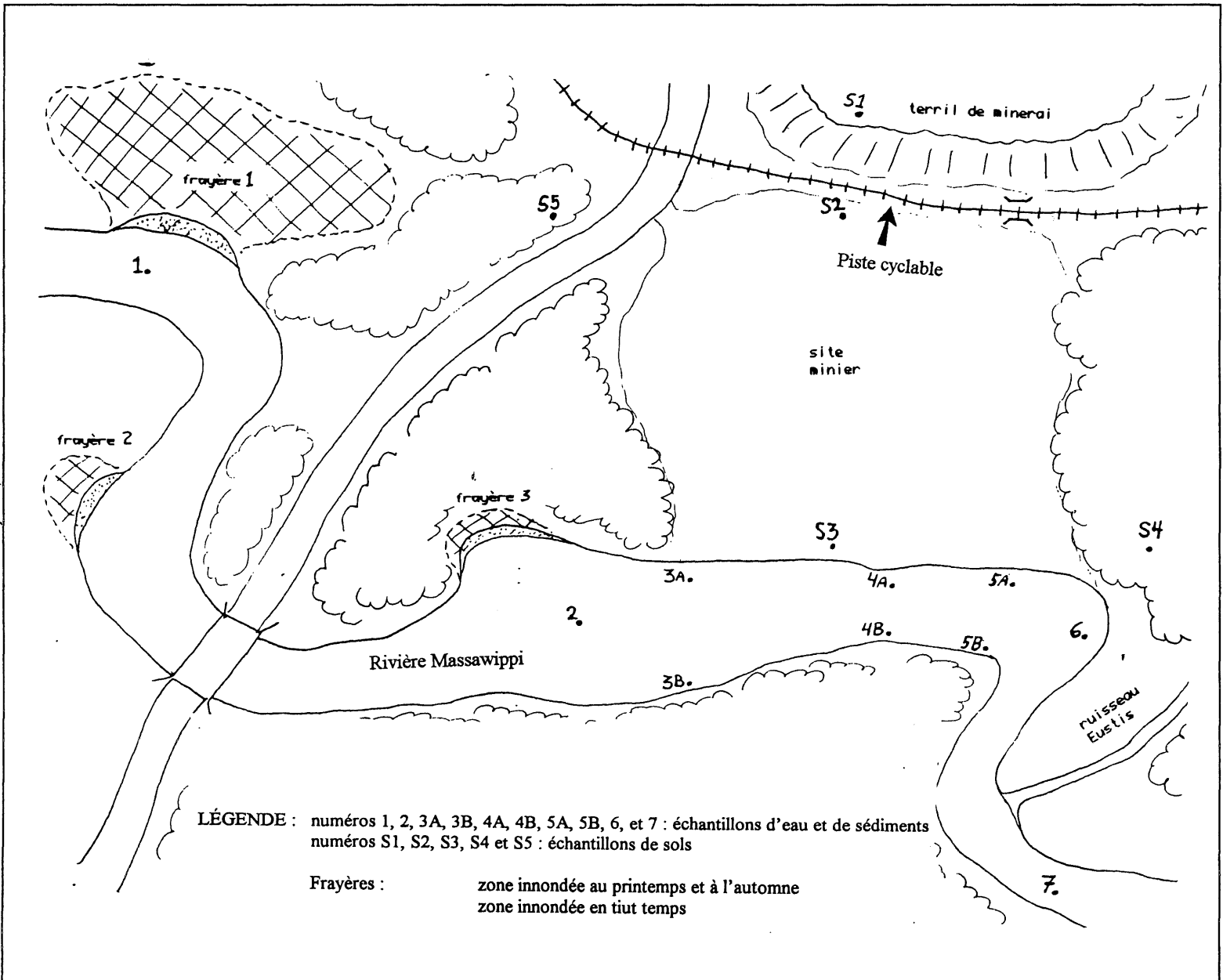


FIGURE 5.1 : LOCALISATION DES POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE DES SOLS, DES SÉDIMENTS ET DE L'EAU LORS DES TRAVAUX DE BERNIER ET AL. (1989). (modifiée de Bernier et al., 1989)

TABLEAU 5.1 : RÉSULTATS D'ANALYSES DES EAUX DE RUISSELLEMENT SUR LE SITE MINIER D'EUSTIS SELON LES ANNÉES.

	Dates de prélèvement	pH	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Fe (ppm)	Pb (ppm)	Zn (ppm)	Sulfates (ppm)	Conductivité(μS/cm)
Bernier et al., (1989)	10-1989	2,5 à 5,5	-	-	-	-	-	-	-
Trudel (1995)	11-1993 ⁽²⁾	2,5	0,10	41	1 050	0,23	26	5 000	5 000
	07-1995 ⁽²⁾	2,2	0,34	56	1 900	1,20	41	5 800	7 800
	09-1995 ⁽²⁾	3,5	0,61	35	3 200	1,90	52	11 000	10 500
	10-1995 ⁽²⁾	2,4	0,24	64	1 600	1,20	38	5 000	6 850
	11-1995 ⁽²⁾	2,4	0,11	72	1 600	1,90	44	4 800	7 200
	07-1995 ⁽³⁾	6,0	0,014	1,70	2,2	0,051	2,20	280	900
	09-1995 ⁽³⁾	-	<0,002	0,11	7,7	0,019	0,57	480	1 820
	10-1995 ⁽³⁾	6,6	0,005	0,22	34,0	0,170	0,28	25	7 000
	11-1995 ⁽³⁾	6,2	0,003	0,21	77,0	0,260	0,65	60	8 600

Notes : (1)Le (-) signifie qu'aucune donnée n'est disponible.

(2) Échantillons prélevés près de la cellule d'essai : point i sur la figure 5.2.

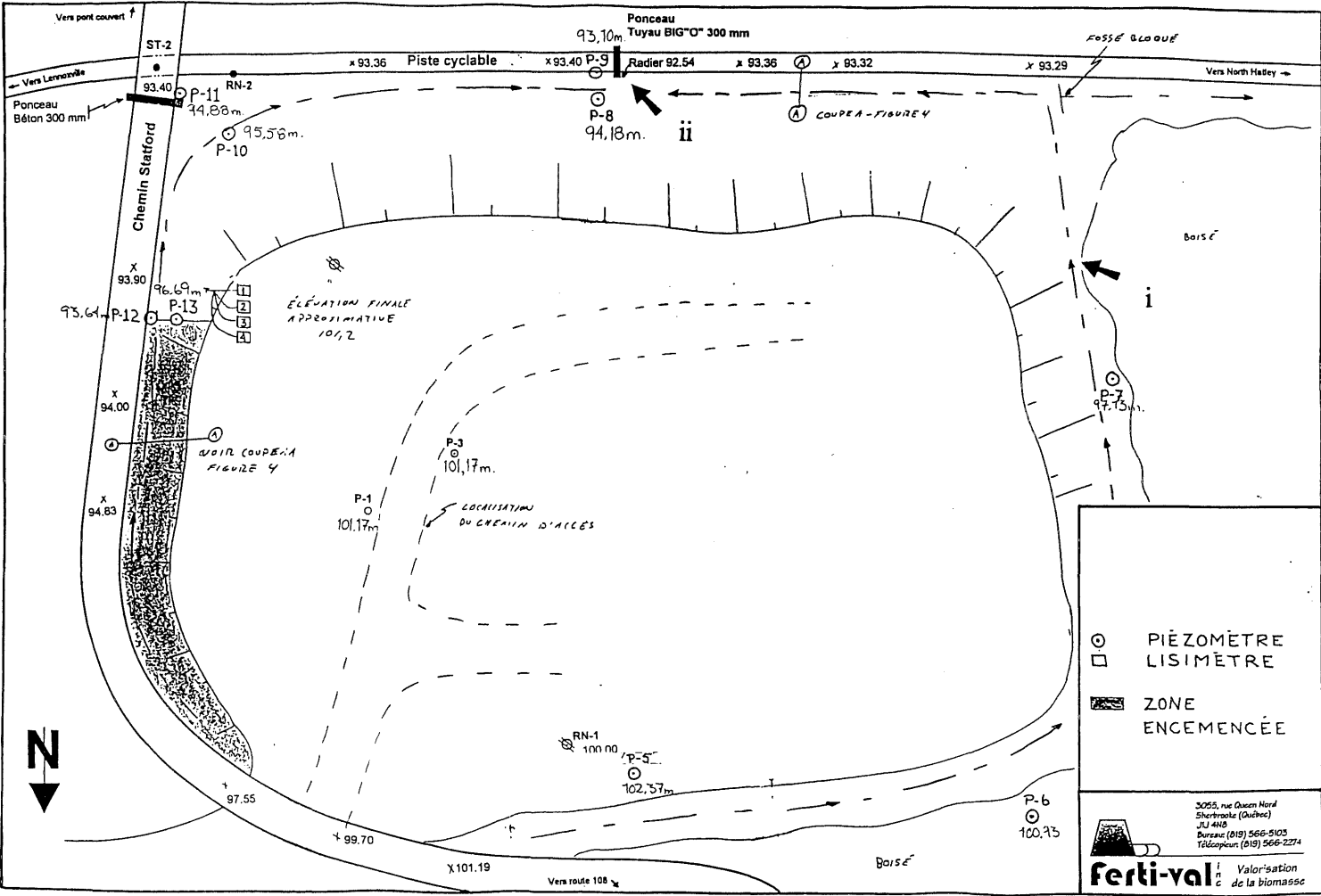
(3) Échantillons prélevés sous la piste cyclable : point ii sur la figure 5.2.

Il est évident que les eaux de ruissellement qui parcourent le site abandonné sont contaminées par les rejets miniers et les processus chimiques et physiques qu'ils engendrent. Cette pollution étant finalement dirigée vers le ruisseau Eustis et la rivière Massawippi, elle contaminera à son tour ces cours d'eau et les sols les entourant.

5.1.2 Le ruisseau Eustis

Le ruisseau Eustis draine une bonne partie du site minier. La figure 5.3 montre l'aspect de ce cours d'eau sous la piste cyclable. La qualité de ses eaux est mise en doute depuis très longtemps puisque dès 1958, Bérubé (dans Bernard et al., 1993) effectua des relevés de pH. Les tableaux 5.2 et 5.3 compilent les nombreuses analyses réalisées au cours des années. Dans l'ensemble, on remarque que le pH du ruisseau fut toujours très bas, variant de 2,3 à 4,1 et que les métaux et autres paramètres évalués ne respectent que très rarement les critères établis par la Directive 019 (tableau 3.2). Notons que Ruel (1971) a évalué la quantité d'oxygène dissous dans le ruisseau et que les concentrations se maintenaient à un niveau très acceptable, ce qui est normal

(d'après Ferti-val, 1995)



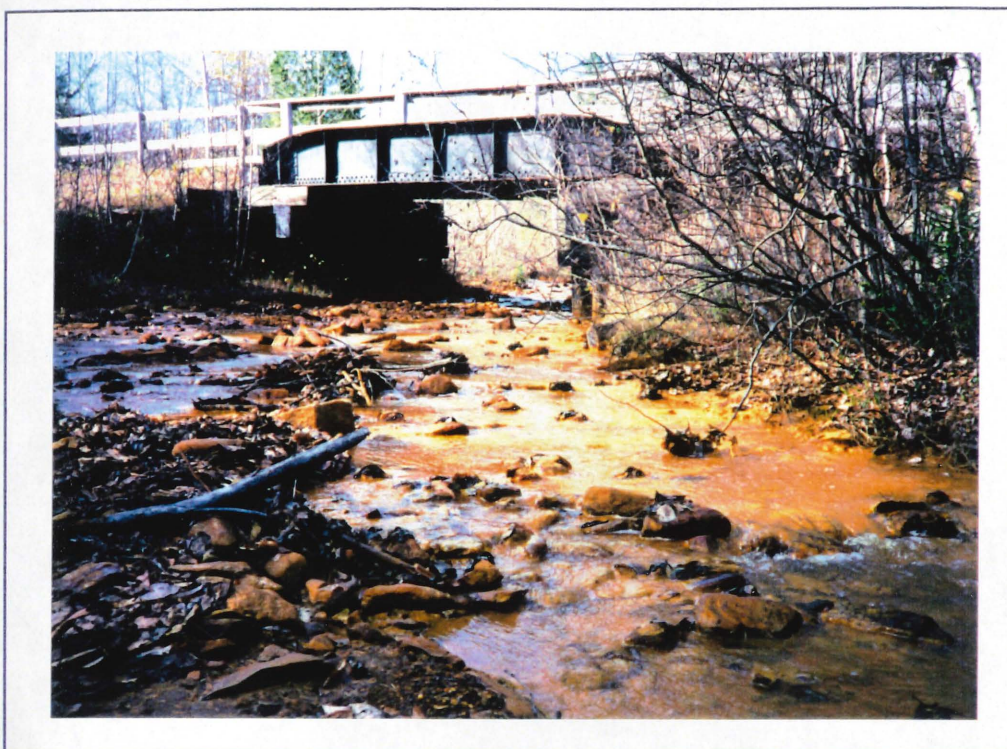


FIGURE 5.3 : LE RUISSEAU EUSTIS SOUS LA PISTE CYCLABLE.
(octobre 1995)

TABLEAU 5.2 : RÉSULTATS D'ANALYSES DE pH DES EAUX DU RUISSEAU EUSTIS SELON LES ANNÉES.

Sources	Bérubé ⁽¹⁾						Ruel (1971)	MENVIQ (1991)
Dates de prélèvement	mai 1958	mai 1959	mai 1960	août 1960	juillet 1962	juillet 1963	juin-juillet 1971	novembre 1983
pH	2,90	2,55	2,30	2,90	2,50	2,40	3,28	2,30

Sources	MENVIQ ⁽¹⁾	Bernier et al. (1989)	Trudel (1995)				
Dates de prélèvement		octobre	novembre	juillet	septembre	octobre	novembre
	1986	1989	1993	1995	1995	1995	1995
pH	2,60	3,00	3,20	2,90	4,10	3,00	3,30

Note : (1) Dans Bernard et al., 1993.

TABLEAU 5.3 : RÉSULTATS D'ANALYSES DES EAUX DU RUISSEAU EUSTIS
SELON LES ANNÉES⁽¹⁾.

Sources	Dates de prélèvement	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Fe (ppm)	Hg (ppb)	Pb (ppm)	Zn (ppm)	Sulfates (ppm)	Conduc- tivité (μ S/cm)	M.E.S. (ppm)
Bérubé ⁽²⁾	07-1962	-	-	-	-	-	-	-	-	19
	07-1963	-	-	-	-	-	-	-	-	36
Ruel (1971)	06 et 07 1971	-	5,4	-	0,45	-	-	313	-	221
Trudel (1995)	11-1993	0,022	2,6	54	-	<0,050	3,4	200	600	-
	07-1995	0,057	5,5	53	-	0,089	8,6	330	1 040	-
	09-1995	0,069	6,8	47	-	0,110	10,0	380	1 100	-
	10-1995	0,046	5,3	47	-	0,068	7,1	180	890	-
	11-1995	0,021	3,1	31	-	0,049	3,8	140	570	-

Notes : (1) Le (-) signifie qu'aucune donnée n'est disponible.

(2) Dans Bernard et al., 1993.

puisque le pH très acide interdit toute vie aquatique et que le ruisseau possède une faible profondeur et est suffisamment turbulent.

La contamination du ruisseau Eustis par le DMA est évidente. Cette situation n'est pas nouvelle et les années de détérioration seront difficiles à rattraper pour la nature.

5.1.3 La rivière Massawippi

La rivière Massawippi possède un bon débit annuel et draine un vaste territoire. Par contre, ses débits estivaux sont bas et indiquent une faible puissance de récupération et d'élimination des contaminants à une période où les activités entourant ce cours d'eau sont les plus intenses (Ruel, 1971). Cependant, ce n'est que sur une faible étendue que la rivière Massawippi semble être affectée par le DMA provenant de sites miniers abandonnés. Les tableaux 5.4, 5.5 et 5.6 donnent les résultats d'analyses d'eaux de cette rivière prélevées respectivement en amont, devant et en aval du site minier d'Eustis et les figures 5.1 et 5.4 situent certains points de prélèvement.

TABLEAU 5.4 : RÉSULTATS D'ANALYSES DES EAUX DE LA RIVIÈRE MASSAWIPPI EN AMONT DU SITE MINIER D'EUSTIS SELON LES ANNÉES⁽¹⁾.

Sources	Dates de prélèvement	pH	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)	M.E.S. (ppm)
Bérubé ⁽²⁾	mai 1958	7,50	-	-	-	-
	mai 1959	7,70	-	-	-	-
	mai 1960	7,60	-	-	-	-
	août 1960	7,00	-	-	-	-
	juillet 1962	6,70	-	-	-	3
	juillet 1963	7,20	-	-	-	6
Ruel (1971)	juin-juillet 1971 ⁽³⁾	6,63	-	0,24	2	9,66
Bernier et al. (1989)	octobre 1989 ⁽⁴⁾	6,50	<0,005	0,015	<0,005	1,8

Notes : (1) Le (-) signifie qu'aucune donnée n'est disponible.

(2) Dans Bernard et al., 1993.

(3) Prélèvements effectués au pont couvert (Point I sur la figure 5.4).

(4) Le point de prélèvement est localisé sur la figure 5.1 par le chiffre 1.

TABLEAU 5.5 : RÉSULTATS D'ANALYSES DES EAUX DE LA RIVIÈRE MASSAWIPPI DEVANT LE SITE MINIER D'EUSTIS SELON BERNIER ET AL. (OCTOBRE, 1989).

Stations ⁽¹⁾	pH	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)	M.E.S. (ppm)	Conductivité (µS/cm)
2	5,5 à 7,0	<0,005	<0,10	<0,005	0,2	220
3A		<0,005	0,011	<0,005	2,6	220
3B		<0,005	0,011	<0,005	2,4	220
4A		<0,005	<0,10	<0,005	2,6	220
4B		<0,005	<0,10	<0,005	1,8	225
5A		<0,005	<0,10	<0,005	3,0	255
5B		<0,005	<0,10	<0,005	3,0	215
6		<0,005	0,011	<0,005	1,4	220

Notes : (1) Les numéros de stations réfèrent à la figure 5.1.

**TABLEAU 5.6 : RÉSULTATS D'ANALYSES DES EAUX DE LA RIVIÈRE
MASSAWIPPI EN AVAL DU SITE MINIER D'EUSTIS SELON LES
ANNÉES⁽¹⁾.**

Sources	Dates de prélèvement	pH	Cd (ppm)	Cr (ppm)	Cu (ppm)	Ni (ppm)	Pb (ppm)	Zn (ppm)	MES (ppm)
Bérubé⁽²⁾	1957 à 1960 ⁽³⁾	7,10 à 7,50	-	-	-	-	-	-	-
	juillet 1962	6,70	-	-	-	-	-	-	3
	juillet 1963	7,10	-	-	-	-	-	-	5
Ruel (1971)	juin-juillet 1971 ⁽⁴⁾	6,66	-	-	0,1550	-	-	50	16
Goulet et al. (1982a)	1978 ⁽⁵⁾	6,60	<0,001 (7)	0,0008 (7)	0,0070	0,010 (7)	0,015 (7)	0,0100 (7)	-
Paul et al. (1985)	1982 ⁽⁵⁾	-	0,001	0,002	0,0085	0,020	0,014	0,0285	-
Bernier et al. (1989)	octobre 1989 ⁽⁶⁾	5,00 à 5,50	-	-	-	-	-	-	2

Notes : (1) Le (-) signifie qu'aucune donnée n'est disponible.

(2) Dans Bernard et al., 1993.

(3) Prélèvements au pont du village de Capelton (point II sur la figure 5.4).

(4) Prélèvements, au pont, à un mille en aval de Lennoxville (point III sur la figure 5.4).

(5) Prélèvements au pont de la rue Massawippi à Lennoxville (Point IV sur la figure 5.4).

(6) Le point de prélèvement est localisé sur la figure 5.1 par le chiffre 7.

(7) Concentrations jugées non élevées par les auteurs.

Selon Bernier et son équipe (1989), le pH des eaux situées en amont du site semble toujours respecter le critère de qualité pour l'usage d'un plan d'eau (tableau 3.2), mais il diminue jusqu'à 5,5 au devant du site, pour, par la suite, remonter et atteindre les environs de la neutralité près de Lennoxville. Les concentrations de cuivre ne respectent jamais les critères de qualité, que ce soit en amont, devant ou en aval du site. De plus, Goulet et al. (1982a) jugent que la concentration de ce métal (retrouvée en aval) est supérieure à la normale. Les concentrations de cadmium étant souvent trop faibles pour la méthode d'analyse utilisée par Bernier et al. (1989), la distribution de ce paramètre est difficilement définissable. Le zinc et les MES respectent généralement les critères tout au long des stations. Pour ce qui est de la conductivité, elle est élevée devant le site, et ce, par rapport aux critères établis à la section 3.3, tandis que le plomb l'est en aval. Enfin, le chrome et le nickel ne semblent poser aucun problème en aval du site.

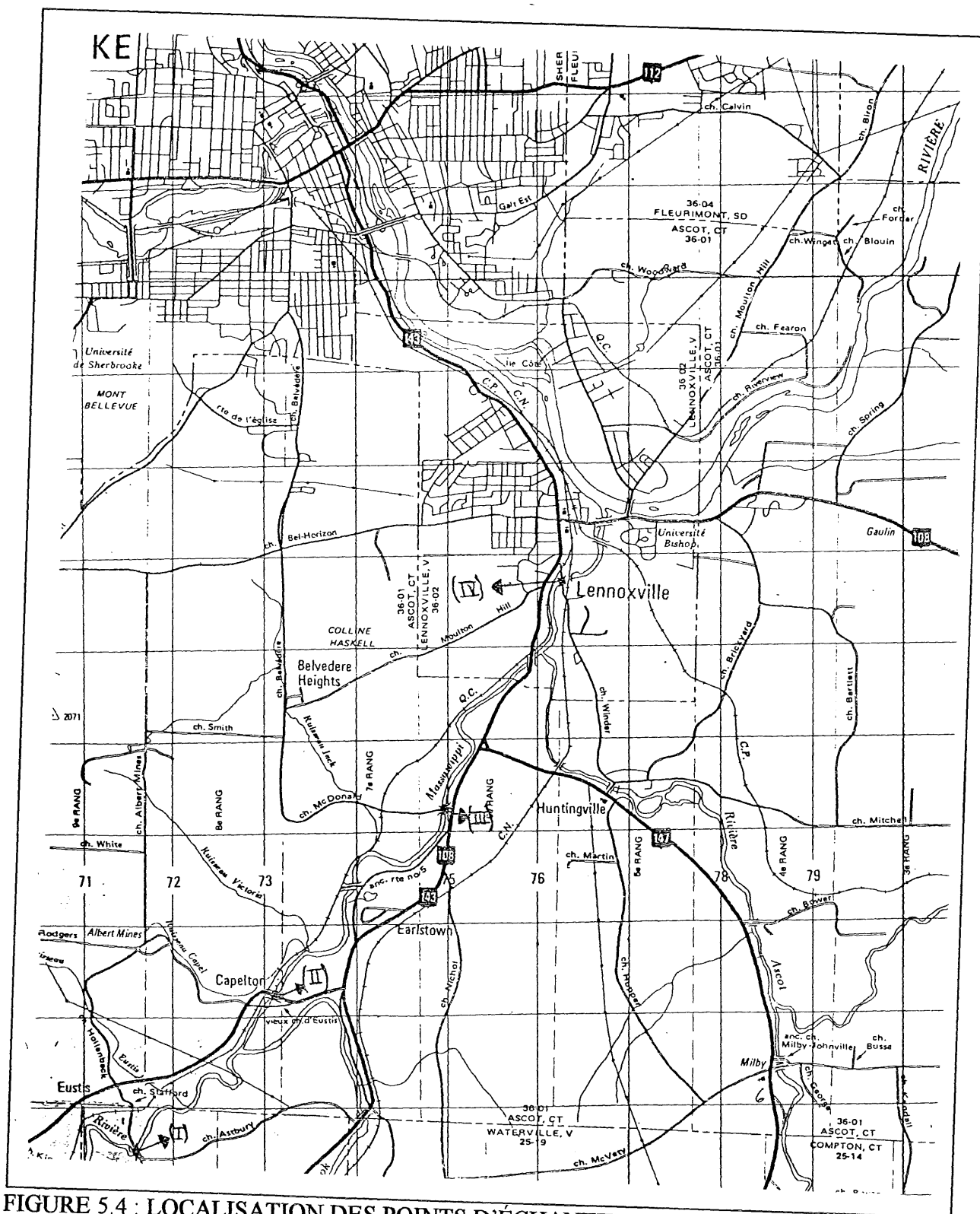


FIGURE 5.4 : LOCALISATION DES POINTS D'ÉCHANTILLONAGE DE L'EAU SUR LA RIVIÈRE MASSAWIPPI. (carte : ministère des Transports, 1980)

La turbidité représente la capacité optique de l'eau de diffuser et d'absorber la lumière plutôt que de la transmettre en ligne droite. Une eau turbide n'est pas agréable à boire et il peut y avoir un lien entre la turbidité et les risques pour la santé (Chevalier, 1995). Bernier et al. (1989) ont évalué ce paramètre et ils constatèrent que, généralement, la turbidité est plus élevée sur la rive nord de la rivière (côté du site minier) que sur la rive sud. La figure 5.5 illustre bien le déversement des résidus dans la rivière Massawippi. Le même phénomène fut observé pour les MES, ce qui confirme que les résidus miniers s'écoulent dans la rivière Massawippi. Les quantités d'oxygène dissous sont, par contre, toujours selon ces auteurs, très bonnes au niveau de la vie aquatique.



FIGURE 5.5 : DÉVERSEMENT DES RÉSIDUS MINIERs DANS LA RIVIÈRE MASSAWIPPI. (octobre 1995)

La contamination de la rivière Massawippi par le DMA provenant du site minier d'Eustis semble diluée à cause de l'importance de ce cours d'eau. La rivière possède un bon pouvoir tampon puisque les faibles pH et certaines concentrations de métaux retrouvées devant le site disparaissent dès que l'on se dirige en aval de la rivière. Par contre, les concentrations élevées de cuivre retrouvées en aval du site sont inquiétantes. Goulet et al. (1982a) qualifient la

contamination au cuivre de la station située au pont de la rue Massawippi comme étant évidente tandis que Paul et al. (1985) la qualifient de discrète, mais supérieure aux critères. Une étude plus poussée sur la provenance de ce cuivre permettrait de mieux contrôler le problème.

5.1.4 Les sédiments

Les sédiments des cours d'eau sont un site d'accumulation privilégié des métaux. Les organismes qui y vivent peuvent ainsi être affectés, mais le relargage de ces contaminants étant possible, c'est toute la faune et la flore aquatiques qui peuvent être touchées.

Le tableau 5.7 et la figure 5.1 démontrent bien que les pH les plus bas sont situés en face du site minier, du côté nord de la rivière, soit du côté des rejets miniers. De plus, les stations dénotant les concentrations les plus élevées de métaux sont 5A, 5B, 6 et 7, soit celles situées près d'un coude de la rivière. Ainsi la déviation des eaux pourrait amener un dépôt des matières en suspension et des contaminants. En comparant les résultats des analyses des métaux lourds à ceux du tableau 3.4 (objectifs de qualité des sédiments), on constate que le cadmium, le cuivre et le zinc dépassent le critère le moins sévère, soit celui sans effet néfaste. Lors de leur étude, Goulet et al (1982a) notèrent que la contamination au cuivre et au zinc des sédiments de la rivière Massawippi (près de Lennnoxville) était évidente.

5.2 **Qualité de l'eau souterraine**

Les eaux souterraines du site d'Eustis furent évaluées, à titre indicatif, par Ferti-val sur la cellule de démonstration et par le Groupe SM (qui envisage également l'essai d'une méthode de restauration) dans une section du site située entre la piste cyclable et la rivière Massawippi. Notons que ces chiffres proviennent d'un faible échantillonnage ce qui limite les conclusions. Les paragraphes suivants exposent les résultats.

Les analyses de métaux lourds effectuées par Ferti-val sont présentées au tableau 5.8. et la figure 5.2 donne l'emplacement des piézomètres. En comparant les résultats avec les critères de

TABLEAU 5.7 : RÉSULTATS D'ANALYSES D'ÉCHANTILLONS DE SÉDIMENTS PRÉLEVÉS DANS LA RIVIÈRE MASSAWIPPI SELON LES ANNÉES⁽¹⁾.

Sources	Dates de prélèvement	Position du prélèvement par rapport au site minier	Stations ⁽³⁾	pH	Cd (ppm)	Cr (ppm)	Cu (ppm)	Hg (ppm)	Ni (ppm)	Pb (ppm)	Zn (ppm)
Goulet et al. (1982a)	1978	aval ⁽²⁾	-	-	0,50 ⁽⁴⁾	19 ⁽⁴⁾	130,00	0,060 ⁽⁴⁾	26 ⁽⁴⁾	25 ⁽⁴⁾	192,00
Paul et al. (1985)	1981	aval ⁽²⁾	-	-	1,00	11	37,00	0,100	12	10	45,00
Bernier et al. (1989)	octobre 1989	amont	1	6,80	0,87	-	13,02	-	-	-	14,42
		devant	2	5,95	0,82	-	9,41	-	-	-	12,22
			3A	4,75	0,26	-	18,02	-	-	-	6,57
			3B	6,10	0,80	-	7,90	-	-	-	7,86
			4A	5,00	0,43	-	38,30	-	-	-	10,83
			4B	6,05	0,74	-	11,34	-	-	-	10,40
			5A	3,25	0,59	-	345,6	-	-	-	32,14
			5B	6,20	0,75	-	31,75	-	-	-	16,62
			6	4,65	1,77	-	630,1	-	-	-	246,4
		aval	7	5,45	1,53	-	145,6	-	-	-	55,84

Notes : (1) Le (-) signifie qu'aucune donnée n'est disponible.

(2) Prélèvements effectués au pont de la rue Masawippi à Lennoxville (Point IV sur la figure 5.4).

(3) Les numéros de stations réfèrent à la figure 5.1.

(4) Concentrations jugées non élevées par les auteurs.

TABLEAU 5.8 : RÉSULTATS D'ANALYSE D'ÉCHANTILLONS D'EAU SOUTERRAINE (CELLULE D'ESSAI DE FERTI-VAL).

Dates	Stations	As (ppm)	Cd (ppm)	Cr (ppm)	Cu (ppm)	Fe (ppm)	Ni (ppm)	Pb (ppm)	Zn (ppm)
09-1995	P-3	ND	ND	ND	0,24	4,2	0,11	ND	0,49
	P-5	ND	ND	ND	0,01	ND	0,15	ND	0,35
	P-6	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	P-8	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	P-9	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
12-1995	P-3	ND	0,01	ND	0,06	24	0,13	0,39	0,48
	P-5	ND	ND	ND	0,12	ND	0,21	0,09	0,82
	P-6	ND	ND	ND	0,01	ND	0,02	ND	0,05
	P-8	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	P-9	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

(Ferti-val, 1995)

Notes : ND : non détecté

(1) L'emplacement des piézomètres est présentée à la figure 5.2.

contamination de l'eau souterraine définis au tableau 3.3, on remarque que le cadmuim, le cuivre, le nickel, le plomb et le zinc présentent des concentrations supérieures au bruit de fond (valeur A), et ce, sur la cellule d'essai et à la limite des travaux. Plus particulièrement, ce sont le cadmium et le plomb qui présentent les plus fortes concentrations (plages B-C et C). Notons que l'eau qui entre sous la cellule d'essai possède des pH variant de 3,1 à 5 et qu'au pourtour le pH se situe entre 5,5 et 7.

Le tableau 5.9 donne, pour sa part, les résultats du Groupe SM qui, en plus d'analyser le pH, a procédé à une évaluation qualitative de l'eau souterraine. On peut remarquer que les pH sont généralement bas, et que la station TF-1 présente une qualité d'eau assez douteuse.

Les bas pH et les quantités de métaux retrouvées donnent une indication de la contamination de l'eau souterraine. Les nombreuses années d'abandon du site minier d'Eustis ont permis au DMA de migrer jusqu'à la nappe d'eau souterraine et de la contaminer.

TABLEAU 5.9 : RÉSULTATS D'ANALYSE DES EAUX SOUTERRAINES PRÉLEVÉES ENTRE LA PISTE CYCLABLE ET LA RIVIÈRE⁽¹⁾.

Stations	pH	Couleur de l'eau	Odeur	Turbidité
TF-1	5,4	gris foncé	aucune	opaque
TF-2	5,9	brun-jaune	aucune	moyennement trouble
TF-3	-	-	-	-
TF-4	-	-	-	-
1	3,0	transparente	aucune	claire
2	3,0	brunâtre	aucune	claire
3	3,0	jaunâtre	aucune	claire
4	3,3	jaunâtre	aucune	claire
5	6,3	transparente	aucune	claire
6	3,6	brunâtre	aucune	claire
7	6,9	transparente	aucune	claire
8	7,3	transparente	aucune	claire
9	3,6	transparente	aucune	légèrement trouble
10	3,0	transparente	aucune	claire

d'après Groupe SM (1995, page 63)

Note : (1) Le (-) signifie qu'aucune donnée n'est disponible.

5.3 Qualité du sol

Le tableau 5.10 donne les résultats des analyses de sol effectuées par Ruel (1971) et par l'équipe de Bernier (1989). Les pH sont encore ici très bas et plus particulièrement dans les résidus miniers. On remarque que le sol du boisé possède un pH près de la neutralité. Pour ce qui est des métaux lourds, en comparant les résultats aux critères du tableau 3.5, on note que le cuivre présente la pire situation puisque trois de ses valeurs se classent dans la plage B-C. Seuls les échantillons S5 (cadmium et zinc) n'entrent pas dans la classe A, puisqu'ils se situent dans la plage A-B, soit celle correspondant à une faible contamination.

TABLEAU 5.10 : RÉSULTATS D'ANALYSES D'ÉCHANTILLONS DE SOL PRÉLEVÉS SUR LE SITE MINIER D'EUSTIS SELON LES ANNÉES⁽¹⁾.

Sources	Dates de prélèvement	Échantillons ⁽²⁾	pH	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)	Al (ppm)	P (ppm)	Mg (ppm)	Fe (ppm)	Mn (ppm)	K (ppm)
Ruel, 1971	juin-juillet 1971	I	2,2	-	11,20	-	-	22,4	13,60	226,0	5,40	11,0
		II	2,1	-	13,20	-	-	20,0	5,40	144,0	0,84	11,0
		III	2,0	-	-	-	-	18,0	0,60	73,6	-	-
		IV	2,1	-	25,60	-	-	22,4	1,00	328,0	3,32	16
		V	4,7	-	1,40	-	-	17,2	0,44	19,2	6,80	49
		VI	4,7	-	1,20	-	-	18,0	0,48	45,2	1,68	29
Bernier et al., 1989	octobre 1989	S1	2,5	0,34	31,65	10,21	7,8	-	-	-	-	-
		S2	2,5	0,29	19,49	6,57	3,9	-	-	-	-	-
		S3	2,3	0,68	134,28	60,68	18,9	-	-	-	-	-
		S4	3,45	0,50	166,32	9,79	1,2	-	-	-	-	-
		S5	6,0	3,09	145,98	216,90	0,3	-	-	-	-	-

Note : (1) Le (-) signifie qu'aucune donnée n'est disponible.

(2) Les échantillons I à IV furent prélevés au bord de la rivière Massawippi tandis que les prélèvements des échantillons V et VI furent faits dans les résidus de traitement. La position des échantillons S1 à S5 est illustrée à la figure 5.1.

Ruel (1971) cherchait surtout à connaître la valeur du sol comme support à la végétation. Il constate des carences en phosphore, en magnésium et en potassium. Ainsi, ces éléments nutritifs essentiels à la végétation étant sous les concentrations optimales, il est normal que la végétation ait tant de difficultés à croître sur ce site. Notons que lors de leur échantillonnage des sols, Bernier et al. (1989) remarquèrent l'absence de structure et de matière organique en surface, ce qui rend le sol très instable, donc facilement érodable par l'eau et le vent.

Le groupe SM, lors de sa campagne d'échantillonnage, a déterminé la coupe stratigraphique pour quatre stations situées entre la piste cyclable et la rivière Massawippi. Il en ressort que les résidus miniers oxydés présentent une épaisseur variant de 1 à 2 mètres; que, sous ceux-ci, les résidus miniers occupent de 1,6 à 3 mètres et que le terrain naturel (sous ces résidus) s'élève de 0,5 à 1,9 mètre. La position de la roche-mère sous ces différentes strates ne fut pas déterminée.

Finalement, les sols du site minier d'Eustis semblent peu propices à l'établissement d'une végétation, mais également au déroulement d'activités humaines puisque le pH est très bas et qu'une contamination importante au cuivre fut notée.

5.4 Qualité de l'air

Aucune des études consultées n'avait effectué d'analyses d'air aux alentours et sur le site minier d'Eustis afin de déterminer si des émanations ou quelconques formes de pollution atmosphérique pouvaient se produire. L'érosion par le vent et le transport éolien de particules ne furent, eux aussi, jamais pris en considération, mais les résidus, de par leur taille et leur manque de stabilisation (par une végétation adéquate) sont sensibles à cette forme de pollution. De plus, certains auteurs rapportent qu'une odeur désagréable stagne parfois sur le site. Des études approfondies pourraient donc être effectuées, mais rares sont les sites miniers abandonnés où des problèmes de pollution de l'air furent démontrés.

6.0 LES EFFETS DU SITE MINIER D'EUSTIS SUR LA BIOCÉNOSE

La qualité du milieu a une grande influence sur la faune et la flore qui y vivent. La santé de ces organismes est un bon indicateur de l'état de l'environnement. Les sections 6.1, 6.2, 6.3 et 6.4 donnent les résultats de recherches réalisées par Bernier et son équipe (1989) sur les impacts des rejets miniers sur les organismes vivants, ainsi que les résultats d'analyses de métaux lourds effectuées par le réseau de surveillance des substances toxiques du Québec (Goulet et al., 1982a et Paul et al., 1985) contenus dans certains poissons et certaines plantes.

6.1 La faune aquatique

Au chapitre précédent, nous concluons que la qualité des eaux du ruisseau Eustis et de la rivière Massawippi était assez mauvaise aux alentours du site minier d'Eustis. Ce milieu s'avère probablement peu propice au maintien de la faune aquatique. Lors de leur étude, Bernier et al. (1989) cherchèrent à connaître les organismes fréquentant la rivière Massawippi près du site minier. Ils identifièrent plusieurs espèces de poissons, mais également des insectes et autres invertébrés aquatiques. Trois frayères à brochets furent aussi inventoriées en amont du site. Elles occupaient des superficies variables à cause de leur situation en terrain inondable : ceci peut doubler ou même tripler la surface occupée lors des crues. La figure 5.1 positionne ces frayères.

Au total, sept espèces de poissons furent observées ou capturées par Bernier et son équipe, soient le meunier noir (*Catostomus commersoni*), le meunier rouge (*Catostomus catostomi*), le raseux de terre (*Etheostoma microperca*), le mené d'herbes (*Motropis bifrenatus*), le grand brochet (*Essox lucius*), le outouche (*Semotilus corporalis*) et la perchaude (*Perca flavescens*). Les poissons se retrouvaient généralement près des frayères (donc en amont du site), mais certains circulaient devant le site. À cet endroit, un effet d'évitement fut observé : plusieurs poissons longeaient la rive sud (opposée au site minier) de la rivière. Pour ce qui est des insectes, des Éphéméroptères, des Hémiptères, des Odonates et des Nématodes étaient présents, mais principalement en amont du site. Le même phénomène fut noté pour les mollusques. Chez les crustacés, des copépodes et écrevisses furent inventoriés et ces derniers constituaient l'espèce la plus uniformément distribuée sauf aux endroits les plus acides.

Goulet et al. (1982a) ainsi que Paul et al. (1985) ont effectué des analyses de métaux sur les poissons qu'ils capturaient en aval du site, et ce, afin de déterminer la contamination de la rivière Massawippi. Mais l'utilisation des poissons pour caractériser l'ampleur d'une contamination par les métaux est délicate puisqu'un nombre important de variables influencent leur assimilation (Paul et al., 1985). Les deux équipes de chercheurs tentèrent de capturer des poissons benthivores et piscivores afin de mieux représenter la variabilité du milieu. Par contre, Paul et al. (1985) durent se contenter de benthivores. Les résultats sont présentés au tableau 6.1. Toutes les analyses effectuées sur les meuniers noirs donnèrent des concentrations en métaux inférieures aux critères de sélections qui sont fort semblables à ceux établis au tableau 3.6. Pour ce qui est des dorés jaunes, ils possédaient des concentrations supérieures aux critères pour l'arsenic, le cuivre et le plomb, tandis que les suceurs montraient des excès au niveau du chrome et du cuivre. Notons enfin qu'aucun mollusque ne fut analysé par l'une ou l'autre des équipes, même si ces organismes faisaient partie du protocole de recherche.

L'inventaire effectué par Bernier et al. (1989) montre bien que le DMA produit par le site abandonné d'Eustis influence la faune aquatique du secteur : celle-ci réussit à vivre, mais en évitant les eaux les plus contaminées. Il serait intéressant de connaître le ou les facteurs(s) qui influencent ce comportement. Les métaux lourds retrouvés dans les poissons démontrent une contamination du milieu. Reste à valider la provenance exacte de ceux-ci, mais il est fort probable que l'ancien site minier d'Eustis contribue à cette pollution. Les poissons se nourrissant d'organismes vivants sur le fond des cours d'eau semblent mieux s'en sortir (du moins, pour ce qui est des meuniers noirs) que ceux dont l'alimentation est constituée d'autres organismes aquatiques (piscivores). Finalement, puisqu'aucune donnée n'existe quant à la présence d'une faune aquatique dans le ruisseau Eustis, il serait pertinent de mener une campagne d'identification des espèces afin de connaître l'ampleur des dommages causés par le DMA sur le ruisseau Eustis et également, d'évaluer la capacité du ruisseau à soutenir une telle faune.

6.2 La flore aquatique

La présence d'une flore aquatique de qualité est importante pour le milieu (chimie de l'eau) mais également pour la faune qui s'y trouve. Les frayères identifiées par Bernier et al. (1989)

(figure 5.1) possédaient une végétation aquatique très dense, représentative des frayères à grands brochets. On y retrouvait principalement les espèces végétales suivantes : *Myriophyllum sp.*, (myriophilles), *Lemna minor* (lenticules mineures), *Sparganium sp.* (rubaniers) et *Typha sp.* (quenouilles). Ailleurs, la flore aquatique se situait toujours sur la rive sud de la rivière : aucune espèce n'était présente du côté des rejets miniers. Ceci démontre bien les effets du DMA sur cette flore. Pour leur part, Paul et al. (1985) analysèrent le contenu en chrome (11 ppm) et en plomb (0,1 ppm) de plantes aquatiques prélevées en aval du site (point IV sur la figure 5.4). Les résultats se situaient toujours sous les critères du tableau 3.6.

TABLEAU 6.1 : TENEUR EN MÉTAUX LOURDS DES POISSONS CAPTURÉS DANS LA RIVIÈRE MASSAWIPPI EN AVAL DU SITE MINIER D'EUSTIS SELON LES SOURCES⁽¹⁾.

Sources	Goulet et al. (1982a)		Paul et al. (1985)	
Année de prélèvement	1978		1981	
Localisation des captures	Pont de la rue Massawippi à Lennoxville		Pont de la rue Massawippi à Lennoxville	
Espèces	BENTHIVORE : Meunier noir (<i>Catostomus commersoni</i>)	PISCIVORE : Doré jaune (<i>Stizostedion vitreum</i>)	BENTHIVORE : Meunier noir (<i>Catostomus commersoni</i>)	BENTHIVORE : Suceur (<i>Moxostoma sp.</i>)
As (ppm)	<0,005 ⁽²⁾	0,010	-	-
Cd (ppm)	0,017 ⁽²⁾	0,003 ⁽²⁾	0,08	0,08
Cr (ppm)	0,700 ⁽²⁾	<0,500 ⁽²⁾	0,32	0,49
Cu (ppm)	1,040 ⁽²⁾	1,320	0,68	0,79
Hg (ppm)	0,080 ⁽²⁾	0,210	0,09	-
Ni (ppm)	<0,300 ⁽²⁾	0,300 ⁽²⁾	0,10	0,19
Pb (ppm)	0,210 ⁽²⁾	0,550	0,20	0,20
Zn (ppm)	16,300	25,600	17,00	17,00

Notes : (1) Le (-) signifie qu'aucune donnée n'est disponible.

(2) Concentrations jugées non élevées par les auteurs.

6.3 La faune terrestre

L'orignal et le cerf de Virginie se retrouvent un peu partout sur le territoire de l'Estrie. Par contre, ces cervidés ne fréquentent pas les mêmes milieux. L'été, on rencontre le cerf surtout dans les forêts de résineux, mélangées, les érablières, les champs, etc. et l'hiver, il occupe des ravages offrant un couvert à dominance résineuse et procurant des pousses en abondance. Pour ce qui est de l'orignal, on le retrouve dans les zones boisées de grandes superficies ayant un habitat généralement composé de peuplements mélangés. Le secteur du site minier d'Eustis offre des habitats correspondant plus au cerf de Virginie qu'à l'orignal. De fait, des ravages de cerfs furent répertoriés en 1992 par le ministère des Loisirs, de la Chasse et de la Pêche (MLCP) et la figure 6.1 les situe. Les chiffres inscrits dans les ravages indiquent la densité de cerfs de Virginie par km². Notons toutefois que les ravages de la région d'Eustis sont de faibles et de moyennes superficies et que seuls les ravages occupant de vastes territoires demeureront pratiquement constants dans le temps et l'espace.

La santé des animaux fréquentant le site minier d'Eustis ne fut jamais étudiée. Par contre, lors de leur étude sur la présence du cadmium chez les cervidés, Crête et al. (1986) notèrent que les orignaux de l'Estrie possédaient des teneurs en cadmium intermédiaires mais que les cerfs estriens étaient, avec ceux de l'Outaouais, les plus contaminés du Québec. Selon eux, ces résultats sont probablement étroitement liés au dépôt de la matière particulaire atmosphérique et à la vulnérabilité des sols aux précipitations acides qui dissolvent certains métaux à partir des sédiments glaciaires et de la roche en place. Mais, puisque le DMA agit sur les sols de la même façon que les pluies acides et que les opérations minières qui se déroulèrent dans le secteur ont probablement remis en disponibilité et concentré le cadmium, nous pouvons croire que le site minier d'Eustis est particulièrement affecté par la présence de cadmium et que les animaux le fréquentant sont plus à risque qu'ailleurs.

Pour ce qui est des autres membres de la faune terrestre, l'équipe de Bernier (1989) identifia plusieurs cabanes de rats musqués aux frayères 1 et 2 (voir la figure 5.1). Des signes d'activités de ce rongeur furent notés le long de la rivière Massawippi jusqu'au ruisseau Eustis. Par

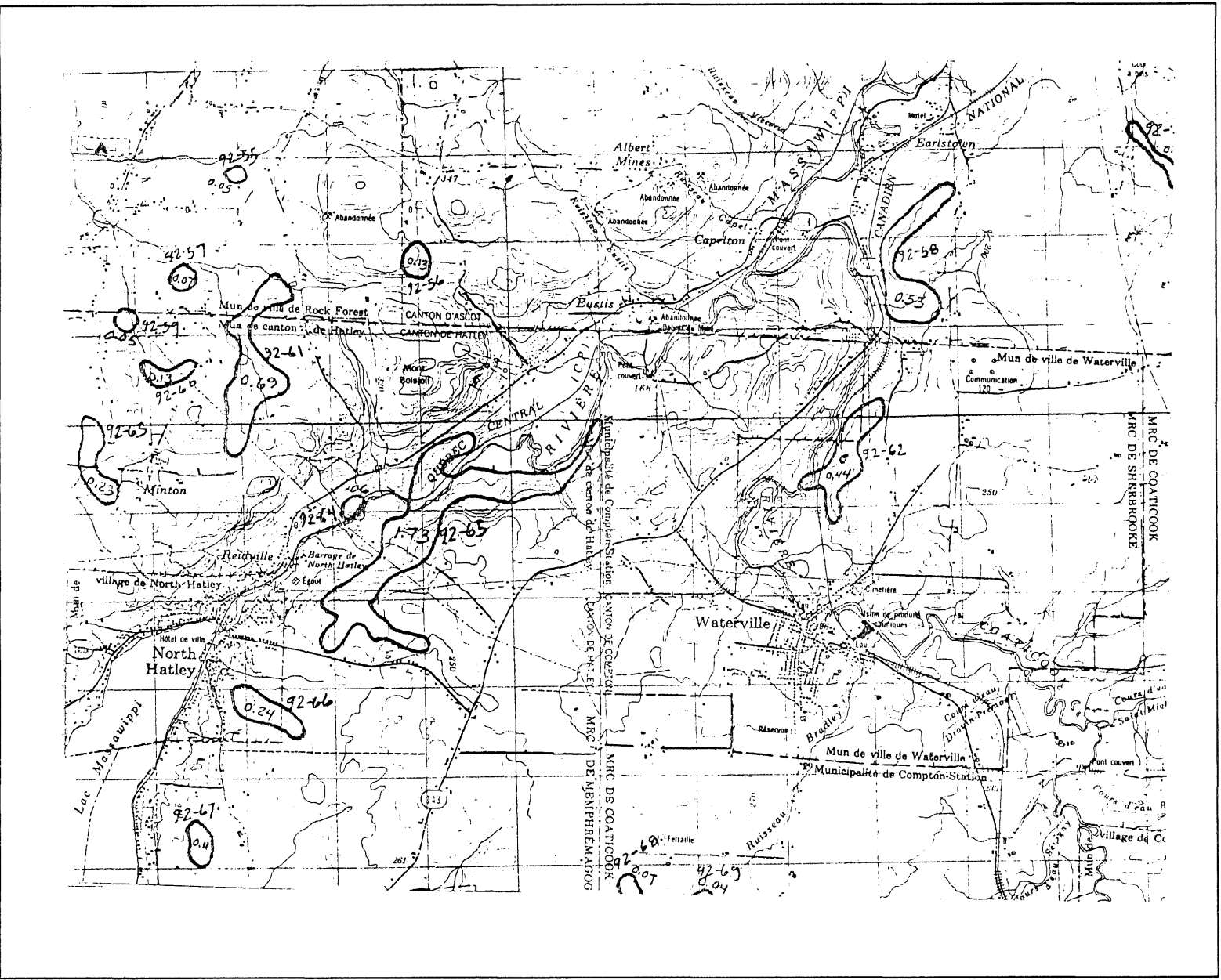


FIGURE 6.1 : LES RAVAGES DE CERFS DE VIRGINIE DE LA RÉGION D'EUSTIS
(carte : MLCP, 1992)

contre, ceux-ci se trouvaient toujours du côté sud de la rivière, ce qui démontre l'évitement des rejets miniers par le rat musqué. Ce comportement pourrait s'expliquer soit parce que le sol dénudé n'offre aucune protection lors des déplacements, soit parce que le petit mammifère évite ce secteur qui est contaminé. Finalement, le MEF n'a répertorié aucune aire de concentration d'oiseaux aquatiques, héronnière, colonie d'oiseaux ou vasière à original d'importance majeure dans le secteur étudié.

6.4 La flore terrestre

La distribution de la végétation sur le territoire québécois est conditionnée principalement par les variations climatiques, mais la nature du sol, le relief et les différentes perturbations naturelles ou dues à l'action humaine contribuent également à modifier la répartition végétale (Saucier, 1990). Toujours selon cet auteur, le Québec se partage en cinq zones de végétation, qui peuvent être subdivisées en domaines climatiques, c'est-à-dire, en régions se caractérisant par la présence d'un groupement forestier particulier sur les sites dont les conditions de sol, de drainage et d'exposition sont moyennes.

Les forêts retrouvées dans les environs d'Eustis font partie de la zone de la forêt feuillue dans un secteur presque limitrophe entre les domaines climatiques de l'érablière à tilleul et de l'érablière à bouleau jaune. L'érablière à tilleul possède une flore très diversifiée où l'érable à sucre (*Acer saccharum*) est accompagné du tilleul d'Amérique (*Tilia americana*), de l'ostryer de Virginie (*Ostrya virginiana*) et du frêne d'Amérique (*Fraxinus americana*), tandis que la flore de l'érablière à bouleau jaune est généralement moins diversifiée et se compose de peuplements d'érables à sucre, de bouleaux jaunes (*Betula lutea*) et, dans les sites moins favorables, de groupements mélangés et résineux (Saucier 1990). La carte forestière de la région (ministère de l'Énergie et des Ressources (M.E.R.), 1988) établit que les alentours de l'ancien site minier d'Eustis sont peuplés de feuillus d'espèces tolérantes, c'est-à-dire que ces arbres supportent très bien la lumière. Ainsi, à la suite d'une coupe forestière, les espèces pionnières sont tolérantes : il s'agit habituellement de peupliers et d'érables. La forêt étudiée reflète bien cette tendance puisqu'elle est constituée de groupements de peupliers et d'érables rouges (*Acer rubrum*). La forte

déforestation du secteur lors des activités minières a donc probablement amené l'établissement de cette végétation. Mais, puisque la forêt est en constant changement, ces espèces seront remplacées par une végétation moins tolérante lorsque la lumière deviendra un facteur moins limitant.

Bernier et al., lors de leur étude de 1989, décrivirent l'aspect de la végétation aux alentours de l'ancienne exploitation minière : la forêt se termine aux abords du site pour laisser une surface nue, exception faite de quelques bouleaux et peupliers faux-trembles, tandis que les sols adjacents du site (à l'est et à l'ouest) sont dominés par l'érable à sucre, le bouleau jaune, l'hêtre et le tilleul, ce qui caractérise l'érablière à bouleau jaune. Par contre, le long de la rivière, un peuplement d'érables argentés (*Acer saccharinum*) constituerait la végétation. De l'autre côté de la rivière, la végétation semble plus luxuriante : l'équipe de Bernier (1989) l'identifie à un peuplement de bouleaux jaunes et de cèdres. La figure 6.2 illustre le contraste entre la rive nord et la rive sud de la rivière Massawippi.



FIGURE 6.2 : LES RIVES DE LA RIVIÈRE MASSAWIPPI ET LEUR VÉGÉTATION.
(octobre 1995)

Encore ici, aucune évaluation de l'état de la végétation entourant le site ne fut effectuée. Par contre, les concentrations élevées de cadmium retrouvées dans les cerfs de Virginie de l'Estrée laissent présager que la végétation présente, elle aussi, des excès de ce métal. En effet, l'acidité du milieu favorise la mobilité du cadmium dans le sol et son captage par la végétation (Crête, et al., 1986). Le DMA provoquerait ainsi une augmentation de la disponibilité de ce toxique qui est naturellement présent en plus forte quantité près de certains gisements comme ceux retrouvés dans la région.

7.0 LES EFFETS DU SITE MINIER D'EUSTIS SUR LES COMPOSANTES HUMAINES

La population avoisinant le site minier d'Eustis n'est pas très élevée, mais cette région, très touristique, accueille de nombreux visiteurs tout au cours de l'année. De plus, la piste cyclable récemment aménagée sur l'ancienne voie ferrée et passant au milieu des résidus risque d'augmenter l'achalandage du secteur : toutes ces personnes sont exposées à la contamination provenant du site. La qualité du paysage est également une composante de la vie humaine dont on doit tenir compte dans l'évaluation des impacts du site minier.

7.1 La santé publique

L'exposition de l'être humain aux polluants et contaminants présents dans l'environnement et les conséquences qu'ils entraînent sur la santé dépendent, premièrement, de la source, de la concentration et de la nature du polluant; ensuite, de la voie de pénétration dans l'organisme (ingestion, inhalation ou absorption cutanée) et finalement de la durée et de la fréquence d'exposition (Drissen, 1994). Les intoxications rencontrées dans le domaine de l'environnement (et dans le cas d'un parc à résidus miniers générateur d'effluents acides) sont habituellement chroniques, c'est-à-dire que les substances sont introduites dans l'organisme à petites doses pendant un long laps de temps.

Pour ce qui est du site minier d'Eustis, les éventuels problèmes pourraient originer de la contamination par les métaux lourds de l'air, de l'eau potable, de l'eau de récréation, des sols utilisés par l'homme (jardinage, agriculture ou activités récréatives) et de la consommation de poissons et autres animaux fréquentant le site. De plus, la population exposée à cette pollution est très variée : il peut s'agir de la population environnante, mais également des utilisateurs de plans d'eau situés en aval du site et des touristes fréquentant la région ou utilisant la piste cyclable qui passe aux pieds de haldes de résidus. Plusieurs variables sont ainsi importantes à considérer lors de l'étude des risques.

Dans son rapport sur l'état de la situation des parcs à résidus miniers de l'Estrie, Drissen (1994) procède à l'évaluation sommaire des impacts des rejets d'Eustis sur la santé. Selon cette auteure, les résidus ne semblent pas représenter une grande menace pour la santé publique. En effet, dans un rayon d'un kilomètre, les concentrations en métaux de l'eau des puits privés ne dépassent pas les normes. Ceci serait imputable à la forte pente qui empêche l'eau de s'infiltrer jusqu'aux nappes souterraines. Par contre, la contamination de l'eau souterraine par les métaux et les bas pH démontrée à la section 5.2 est inquiétante. Une étude plus étoffée devrait être effectuée et inclure tous les risques et toutes les populations énumérées précédemment.

7.2 Le paysage

La composante paysagère d'un site est un des éléments dont doit tenir compte l'évaluation des impacts d'activités industrielles sur le milieu. C'est principalement en fonction du type de fréquentation du site que la perception du paysage variera : il sera un «vécu» pour l'observateur résident alors qu'il ne sera qu'un «perçu» pour l'observateur itinérant (Guido et al., 1991). En effet, les rejets miniers et les reliques de l'exploitation minière sont une composante importante de l'histoire du secteur tandis que, souvent, les visiteurs ne les voient que comme une source de détérioration du paysage. Les travaux de restauration et d'aménagement de site doivent ainsi tenir compte de ces différentes optiques et favoriser l'optimisation de chacune d'elle. La sécurisation du site minier d'Eustis se doit ainsi d'être effectuée afin d'éviter la contamination du milieu et les impacts sur la santé humaine. De plus, l'exploitation du patrimoine minier par des aménagements touristiques appropriés devrait également être valorisée pour que cette partie de l'histoire régionale ne soit pas oubliée.

8.0 LES TRAVAUX DE RESTAURATION PAR FERTI-VAL

Depuis août 1995, la compagnie Ferti-val de Sherbrooke procède, sur l'ancien site minier d'Eustis, à la démonstration pré-commerciale d'une technologie de restauration des sites de résidus miniers générateurs d'effluents acides. La mise en place d'une barrière capillaire formée de résidus de désencrage vise à limiter le ruissellement ainsi qu'à empêcher l'apport d'oxygène, et ce, afin de réduire le processus d'oxydation des résidus miniers. De plus, l'utilisation de ces boues, considérées comme des déchets de papetière, est une nouvelle forme de valorisation et contribuera ainsi à la diminution des quantités à enfouir. Le présent chapitre décrit d'abord les travaux de restauration et expose ensuite les améliorations prévues.

8.1 Description des travaux

La construction de la cellule d'essai, d'une superficie d'un hectare, a débuté par la préparation du terrain. Ensuite, des résidus de chaux provenant de la papetière Cascades East Angus inc. furent mélangés avec les résidus sur environ 30 cm afin de neutraliser ces derniers. Par la suite, les résidus de désencrage ont été mis en place sur une épaisseur minimale de 1,2 m et recouvert d'une couche de compost. L'ensemencement du compost par de la végétation herbacée sera réalisé au printemps 1996 et viendra compléter les travaux de la cellule. Finalement, dans le but d'isoler la cellule, des clefs périphériques furent mises en place et le drainage des eaux de surface a été pensé de façon à éviter que ces eaux ne se dirigent vers la cellule. La figure 8.1 schématise le recouvrement effectué.

8.2 Améliorations prévues suite au travaux

En diminuant le ruissellement, la mise en place de la barrière capillaire permet de réduire l'acidité de l'eau ainsi que les quantités de MES et de métaux mis en circulation. L'oxydation des résidus est également réduite puisque l'eau demeure à saturation au dessus des résidus ce qui empêche l'oxygène de l'air de les atteindre. De plus, les boues de désencrage possédant une certaine imperméabilité, la circulation de l'eau vers les résidus est moindre. Les tableaux 5.1 et 5.8 exposent les premiers résultats obtenus lors d'échantillonnages effectués par le MEF (Trudel,

1995) et par Ferti-val. Les essais effectués par Ferti-val au site minier d'Eustis se poursuivent et les résultats à venir préciseront l'efficacité de la barrière capillaire. Par contre, les présents résultats démontrent que le ruissellement ainsi que les apports d'oxygène aux résidus ont diminué depuis la construction de la barrière capillaire.

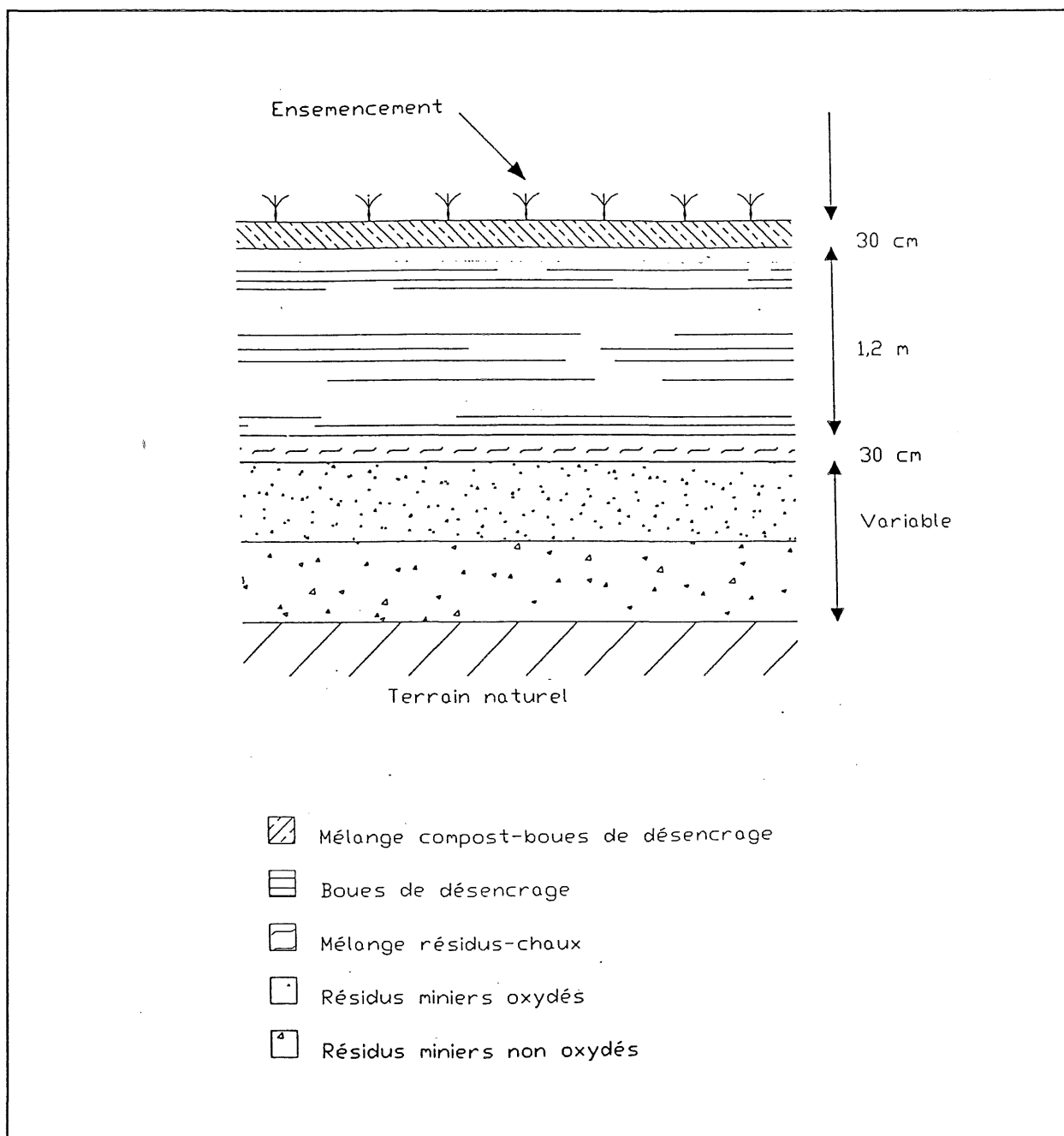


FIGURE 8.1 : SCHEMATISATION DE LA TECHNOLOGIE DE RESTAURATION UTILISÉE AU SITE D'EUSTIS PAR FERTI-VAL.

CONCLUSION

Le DMA est l'un des grands problèmes environnementaux engendrés par l'industrie minière. De nombreuses équipes de chercheurs travaillent actuellement à mettre au point des technologies capables de réduire les effets de ces eaux acides chargées de métaux sur l'environnement. Mais la connaissance du milieu affecté par le DMA est essentielle afin que les mesures d'atténuation soient efficaces lorsqu'elles seront appliquées.

Les impacts du DMA sur l'environnement sont très diversifiés et ne se retrouvent pas nécessairement dans tous les sites miniers générateurs d'effluents acides. Le présent ouvrage inventorie tous les effets engendrés par le DMA, mais, plus particulièrement, il analyse les divers résultats obtenus lors d'études effectuées sur les impacts des rejets miniers d'Eustis. Nous avons ainsi pu démontrer que ce site contribue à la contamination du milieu environnant et qu'il influence probablement la vie qui s'y déroule.

Les effets les plus évidents sont ceux affectant le ruisseau Eustis et la rivière Massawippi. Ces deux cours d'eau reçoivent les eaux de ruissellement acides chargées de métaux et de résidus miniers provenant de l'ancienne mine d'Eustis. À l'analyse des résultats, il est flagrant que le ruisseau est très touché : la vie y est pratiquement impossible. Pour sa part, la rivière Massawippi semble posséder une bonne capacité de récupération puisque les différents paramètres qui présentent des valeurs élevées devant le site retrouvent leurs valeurs initiales en aval. Par contre, des concentrations anormales de cuivre sont toujours présentes loin en aval.

Les autres composantes de l'environnement d'Eustis sont également touchées par le DMA. En effet, les sédiments, les eaux souterraines et les sols démontrent des concentrations élevées en métaux et de bas pH. La faune fréquentant le site semble affectée par le DMA puisqu'elle évite les lieux les plus contaminés. La végétation, aquatique ou terrestre y est, pour sa part, pratiquement absente.

Ce travail n'a, par contre, pu démontrer les impacts du DMA sur certaines autres composantes du milieu d'Eustis. En effet, l'air ne fut pas analysé, mais des odeurs de soufre présentes parfois sur le site, laissent croire que certains gaz peuvent émaner des résidus. De plus, les risques pour la faune, la flore et l'humain ne sont pas bien définis.

Une caractérisation de l'ampleur de la contamination engendrée par le DMA sur le site d'Eustis est donc nécessaire. Celle-ci pourrait être effectuée par l'analyse des métaux présents dans la faune et la flore, autant terrestre qu'aquatique, du site. De plus, il serait utile de connaître la provenance du cuivre présent en excès dans la rivière Massawippi à Lennoxville afin de déterminer l'étendue de la contamination par le DMA.

Finalement, une étude épidémiologique serait intéressante à effectuer afin de déterminer si des concentrations anormales de métaux sont présentes chez la population habitant près du site depuis plusieurs années. Puisque les dangers ne sont pas les mêmes pour tous, des études devraient aussi être entreprises dans le but de connaître les risques associés à la fréquentation plus ou moins longue du site et à ses diverses utilisations.

Les présents travaux effectués par Ferti-val tendent à démontrer que la réduction du ruissellement (et de ses fâcheuses conséquences) ainsi que la diminution de l'oxydation des résidus sont possibles. Mais certains points doivent être clarifiés afin de procéder à une restauration efficace du site d'Eustis. En effet, la délimitation exacte des dépôts miniers et de la nappe d'eau souterraine est essentielle ainsi que des connaissances précises sur les déplacements de l'eau. De plus, une évaluation des impacts des travaux de restauration devrait être effectuée.

La restauration du site d'Eustis est nécessaire afin de freiner le processus de détérioration du milieu, mais également dans le but de rendre le secteur plus sécuritaire lors des activités humaines. L'aménagement final de cet ancien site minier devrait tenir compte de l'extraordinaire patrimoine laissé par les pionniers des Cantons de l'Est.

RÉFÉRENCES

- Association minière du Québec (s.d.) Les solutions au drainage minier acide (DMA). 3 p.
- Bernard, J. et Paquet, A. (1993) Sciences de la terre, ressources et société : géologie et environnement, visite du site minier abandonné Eustis. A.P.G.G.Q., 16 p.
- Bernier, D., Cole, A., Gagnon, L., Gagnon, R., Tremblay E. et Villa-Hernandez, M.T. (1989) Impacts des rejets miniers sur la rivière Massawippi. Cours d'écologie appliquée, Université de Sherbrooke, 35 p.
- Bienvenu, L. (1995) Activités de recherche sur le drainage minier acide. Rapport 1994-1995, ministère des Ressources naturelles du Québec, 44 p.
- Boyden Hoag, R. (1975) Hydrogeochemistry of springs near the Eustis mine, Quebec. Thèse de doctorat, Université McGill, Montréal, 376 p.
- Brazeau, J. (1994) La revégétation des résidus miniers sulfurés. Essai de maîtrise, Université de Sherbrooke, 102 p.
- Brooks, B.W., Peters T.H. et Winch J.E. (1989) Preparation of a manual of methods used in revegetation of reactive sulphide tailing basins. MEND Projet 2.24.1. Centre canadien de la technologie des minéraux et de l'énergie. Énergie, Mines et Ressources Canada. 102 p.
- Champoux, L. (1995) Communication écrite. Service Canadien de la Faune, Environnement Canada.
- Chevalier, P. (1995) Gestion de l'environnement en milieu urbain et industriel. Les éditions de la Télé-université, Ste-Foy, 577 p.
- Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement (1987) Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Environnement Canada, 565 p.
- Crête, M., Potvin, F., Walsh, P., Benedetti, J.L., Weber, J.P., Paillard, G. et Gagnon, J. (1986) Présence de cadmium dans le foie et les reins d'orignaux et de cerfs de Virginie au Québec. Direction générale de la faune, ministère des Loisirs, le la Chasse et de la Pêche du Québec, 49 p.
- Douglas, G.V. (1937) Région de la mine Eustis, canton d'Ascot. Service des mines du Québec, 123 p.
- Drissen, A. (1994) État de la situation des parcs à résidus miniers en Estrie. Travail dirigé au département de médecine du travail et hygiène du milieu, Faculté de médecine, Université de Montréal, 110 p.

- Dubois, J.M.M.(1989) (dir.) Les cantons de l'Est. Les Éditions de l'Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 294 p.
- Environnement Canada (1992) Compte rendu des activités de lutte contre la pollution des eaux de l'industrie minière du Canada (1990 et 1991). Direction des programmes industriels, 59 p.
- Environnement Canada, Centre St-Laurent et MENVIQ (1992) Critères intermédiaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du St-Laurent.
- Ferti-val (1995) Communication écrite.
- Goulet, M. et Laliberté, D. (1982a) Métaux : contamination du milieu aquatique au Québec méridional. Service de la qualité des eaux, ministère de l'Environnement du Québec, 105 p.
- Goulet, M., Potvin, P. et Primeau S. (1982b) Toxiques inorganiques dans l'eau des rivières et des lacs du Québec méridional. Service de la qualité des eaux, ministère de l'Environnement du Québec, 269 p.
- Groupe de travail sur le drainage minier acide de Colombie-Britannique (1990) Guide technique préliminaire sur le DRA (volume II). Environnement Canada, 34 p.
- Groupe S.M. (1995) Le drainage minier acide : communication personnelle.
- Groupe S.M. (1996) Carte : Restauration des parcs à résidus miniers acides des anciennes mines Albert, Eustis et Capelton en Estrie par recouvrement avec des résidus de désencrage et du compost. 1 : 7 500.
- Guido, M., Allier, C., Chapot, A., Chapot-Blanquet, M. et Dauphine, A. (1991) Gestion de l'environnement et études d'impact. 231 p.
- Hossner L.R. et Hons, F.M. (1992) Reclamation of mine tailings. Advances in soil restoration, vol. 17, New York, p. 311-350.
- Knapp R.A. (1987) The biochemistry of acid generation in sulphide tailings and waste rock. Compte rendu de la conférence sur le DMA, Halifax, 23 au 26 mars 1987, Environnement Canada, p. 47-65.
- Manahan S.E. (1991) Environmental chemistry. 5e éd. Lewis Publishers, Michigan, 583 p.
- Marcotte, R. (1994a) Les aires d'accumulation des résidus miniers au Québec: évaluation des risques et coûts de restauration. Rapport de recherche, Université du Québec à Montréal, 80 p.

- Marcotte, R. (1994b) Pollution engendrée par le secteur minier au Québec : situation en 1993. Ministère des Ressources naturelles du Québec, division environnement, 91 p.
- Marquis, R. (s.d.) Le patrimoine minier du canton d'Ascot. Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, 2 p.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune (1994) Politique de réhabilitation des terrains contaminés. Direction des politiques du secteur industriel, Québec, 52 p.
- Ministère de l'environnement du Québec (1988) L'environnement au Québec (document technique), un premier bilan. 427 p.
- Ministère de l'environnement du Québec (1989) Directive 019 : Industries minières. Québec, 76 p.
- Ministère de l'environnement du Québec (1991), Inventaire des lieux d'élimination de déchets dangereux au Québec, région 05, Estrie (document de synthèse). 28 p.
- Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec (1988) Carte forestière 21E / 5 S.O., 1 : 20 000
- Ministère des Loisirs, de la chasse et de la pêche du Québec (1992) Carte des ravages de cerfs de Virginie de l'Estrie. 1 : 20 000.
- Ministère des Ressources naturelles du Québec (1994) Liste des aires d'accumulation de rejets miniers au Québec, 9 pages.
- Ministère des Ressources naturelles du Québec (1995), La restauration des sites miniers, Guide et modalités de préparation du plan de restauration, 61 p.
- Ministère des Transports du Québec (1980) Carte routière. 1 : 20 000.
- Michon, P. (1988) La pollution diffuse transportée par le ruissellement urbain. Essai de maîtrise, Université de Sherbrooke, 102 p.
- Olivier, M. (1995) Chimie du milieu. Notes du cours ENV-774, Université de Sherbrooke.
- Paine P.J. (1987) An historic and geographic overview of acid mine drainage, Compte rendu de la conférence sur le DMA, Halifax, 23 au 26 mars 1987, Environnement Canada, p. 1-46.
- Paul, M. et Laliberté D. (1985) Réseau de surveillance des substances toxiques 1981 : contamination du milieu aquatique du Québec méridional par sept métaux lourds. Ministère de l'environnement, Direction générale des ressources hydriques, 107 p.

- Ross, W.G. (1980) Three eastern townships mining villages since 1863 : Albert mine, Capelton et Eustis, Québec. Occasionnal publication no 3, Département de Géographie, Université Bishop's, 187 p.
- Ruel, M. (1971) Qualité des eaux du bassin de drainage de la rivière Massawippi. Centre de recherche en aménagement régional, Université de Sherbrooke, 154 p.
- Saucier, J.P. (1990) Principales zones de végétation du Québec. Service de l'inventaire forestier, ministère de l'Énergie et des Ressources, 8 p.
- Tremblay, A.B. (1987) Géologie de la région de Sherbrooke (partie nord) Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, 115 p.
- Trudel, R. (1995) Communication écrite. Rapport d'analyse, physicochimie du milieu, ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec.

Pour consulter les annexes voir la copie papier à la Bibliothèque Frère-Théode

Section Monographie TD 899 M5V53 1996

ANNEXE 1

Localisation de la région d'étude.
(Groupe S.M., 1996)

ANNEXE 2

***Inventaire des lieux d'élimination des déchets dangereux au
Québec : méthodologie, catégories et inventaire détaillé.
(MENVIQ, 1991)***

ANNEXE 3

**Système de classification CONTAMINE : description des classes,
méthodologie, classification de 137 sites miniers et feuilles de notation.
(Marcotte, 1994a)**